N° 319 | avril – juin 2018

Faune sauvage

le bulletin technique & juridique de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage



Connaissance & gestion des espèces

Les prélèvements cynégétiques de limicoles côtiers en France métropolitaine

p. 30

© R. Rouxel/ONCFS

« L’équilibre des dispositifs
de gestion des conflits
homme-faune
est toujours précaire. »



Faune sauvage N° 319 – 2e trimestre 2018 – parution juillet 2018

le bulletin technique & juridique de l’Office national de la chasse et de la faune sauvage
ONCFS – Mission Communication – 85 bis, avenue de Wagram – 75017 Paris – Tél. : 01 44 15 17 10 – Fax : 01 47 63 79 13

Directeur de la publication : Olivier Thibault
Rédacteur en chef : Richard Rouxel (richard.rouxel@oncfs.gouv.fr)
Comité de rédaction : Magali Brilhac, Élisabeth Bro, Antoine Derieux, David Gaillardon, Christelle Gobbe, Éric Hansen, Guillaume Rousset, Richard Rouxel, Gérard Ruven, Nirmala Séon-Massin
Service abonnement : Tél. : 01 30 46 60 25 – abonnement-faunesauvage@oncfs.gouv.fr
Vente au numéro : Service documentation – BP 20 – 78612 Le Perray-en-Yvelines
Tél. : 01 30 46 60 25 – doc@oncfs.gouv.fr
Prix : 5,60 € ttc le numéro (pays tiers : 6,00 € ttc)
Remise de 25 % à partir de 30 exemplaires, participation aux frais de port de 10 € de 30 à moins de 100 exemplaires et 20 € au-delà.

Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage

Conception : www.chromatiques.fr – **Réalisation** : Transfaire 04250 Turriers – www.transfaire.com
Impression : Jouve – Imprimé sur papier issu de forêts durablement gérées et par un imprimeur certifié Imprim’Vert.

ISSN 1626-6641 – Dépôt légal : juillet 2018

Le comité de rédaction remercie les auteurs, les photographes et les relecteurs pour leur contribution.

Éditorial

Conflits homme-faune : des règles, mais pas de formule miracle

Au cours de l'histoire, les sociétés rurales et pastorales ont mis en place des dispositifs pour se défendre de l'éléphant d'Afrique, du loup, du lion, de l'ours brun, du babouin de Guinée, du puma, du tigre, du jaguar : bergers et vigies, effarouchement, battues ou élimination des animaux, clôtures et enclos, chiens et autres animaux de garde. Plus récemment, des dispositifs élaborés ont ajouté des techniques de piégeage, de délocalisation, de tirs sélectifs, de suivi précis, d'accompagnement, notamment en Amérique du Nord, en Europe, en Afrique australe et en Asie du Sud, afin de concilier conservation de ces grands animaux emblématiques et limitation des dégâts. Y a-t-il des éléments communs entre tous ces dispositifs contemporains, dont il serait possible de tirer des leçons ? Trois éléments ressortent clairement d'une analyse des dispositifs modernes de gestion des conflits homme-faune.

Le premier, c'est que les dispositifs les plus stables comprennent en général ces cinq éléments : 1/ connaissance partagée, transparente, fiable et actualisée de la population et du comportement du prédateur ; 2/ système efficace et aidé de protection des élevages ou des cultures ; 3/ qualification des dégâts et indemnisations ; 4/ possibilité de déplacer ou d'éliminer des individus ou des groupes de façon sélective et choisie et 5/ gouvernance collégiale incluant les éleveurs/agriculteurs, les conversationnistes et des scientifiques, et un juge de paix portant la conservation du prédateur et la limitation des dégâts au même niveau de priorité.

Le deuxième, c'est que l'équilibre de ces dispositifs est toujours précaire car il faut réussir au moins sur trois tableaux. Il faut assurer un équilibre biologique de viabilité des populations du prédateur. Il faut réduire suffisamment les dégâts pour qu'ils soient gérables économiquement et humainement par les éleveurs et agriculteurs. Et il faut assurer un sentiment de justice suffisant, condition d'une – relative – stabilité politique du dispositif. Or, réussir dans ces trois domaines – même en jouant sur le temps et l'espace – s'avère difficile et instable. Du coup, ces dispositifs ne sont le plus souvent que partiellement efficaces, c'est-à-dire que les impacts sur la population de prédateurs et sur les élevages restent trop importants.

Le troisième, c'est que ces dispositifs de gestion des conflits homme-faune, avec leurs cinq composantes et leur équilibre instable, coûtent de l'argent. Combien ? Quelques dizaines de milliers d'euros pour un dispositif local autofinancé par la chasse et le tourisme en Afrique australe. Quelques millions d'Euros, par exemple pour des programmes régionaux en périphérie de grandes aires protégées, comme pour le loup aux États-Unis. Et une à quelques dizaines de millions d'euros pour de grands programmes nationaux, comme pour le loup en France ou le volet conflit du programme tigre en Asie du Sud. Ces financements peuvent être publics ou privés et doivent être stables (plus de 10 ans) si l'on veut donner aux dispositifs une chance d'avoir des impacts positifs.

L'Office suit les félins de Guyane (jaguar et puma) et teste des dispositifs de piégeage et délocalisation. Un article dans ce numéro présente des résultats importants, notamment sur le comportement du jaguar, ses densités et quelques cas de délocalisation. Une première brochure a été également produite récemment sur « la cohabitation homme-jaguar ». Les éléments d'un dispositif de gestion vont ainsi pouvoir se mettre en place progressivement, au bénéfice des éleveurs et des félins. Et l'on pourra alors vérifier, au fil du temps, si la règle des cinq composantes se vérifie ou non ! ●

Gilles Kleitz,
Directeur du Parc amazonien de Guyane

Sommaire

page 30



Connaissance & gestion des espèces

Les prélèvements cynégétiques de limicoles côtiers en France métropolitaine

L'enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir pour la saison 2013-2014 (voir *Faune sauvage* n° 310) permet de disposer pour la première fois d'une estimation des prélèvements de chacune des dix espèces de limicoles côtiers alors chassées (hors bécassines, pluvier doré et vanneau huppé). L'estimation globale donne un tableau d'environ 51 000 oiseaux, dont la répartition est présentée schématiquement à l'échelle départementale. L'analyse de l'évolution de ces prélèvements au regard des estimations précédentes et de données régionales révèle une baisse substantielle, qui ne paraît pas liée à l'évolution numérique des populations chassées et ne semble due qu'à une diminution de la pression de chasse. Leur durabilité est discutée.

B. Trolliet, P. Bonnin, S. Farau

page 35



Connaissance & gestion des habitats

Quand, comment et pourquoi mesurer une glandée ? Quelles méthodes disponibles ?

La caractérisation des fructifications forestières apparaît nécessaire, autant pour mieux appréhender la régénération forestière que la dynamique des populations d'ongulés sauvages qui consomment ces productions de fruits. Cependant, il n'existe à ce jour aucune méthode simple et de référence pour la réaliser. C'est pourquoi les auteurs ont testé plusieurs méthodes d'estimation d'une glandée et analysé les avantages et inconvénients de chacune d'elles. Cette réflexion participe à la construction d'un outil simple qui pourrait être préconisé pour le suivi de la fructification forestière, au moment opportun, en fonction des besoins du gestionnaire concerné.

P. Vajas, S. Saïd, C. Rousset, H. Holveck, E. Baubet



page 43



Connaissance & gestion des habitats

Sénégal : le Parc national des oiseaux du Djoudj, un monument naturel menacé

À l'occasion du renouvellement du plan de gestion du Parc national des oiseaux du Djoudj, l'un des principaux lieux d'hivernage des oiseaux d'eau en Afrique de l'Ouest, il a été mis en évidence que ce site était menacé par la sédimentation importante dans ses plans d'eau, le développement de la végétation aquatique et la forte pression exercée en périphérie par les activités rizicoles. En l'absence de mesures de gestion urgentes, le parc pourrait perdre ses fonctions essentielles d'accueil des anatidés d'ici 30 ans. Cet article rappelle le travail de suivi effectué par l'équipe ONCFS/OMPO depuis 1989 sur cette zone humide, expose les différentes menaces et développe les solutions envisagées pour y remédier.

P. Triplet, I. Gueye, S. Sarr Guissé



page 49



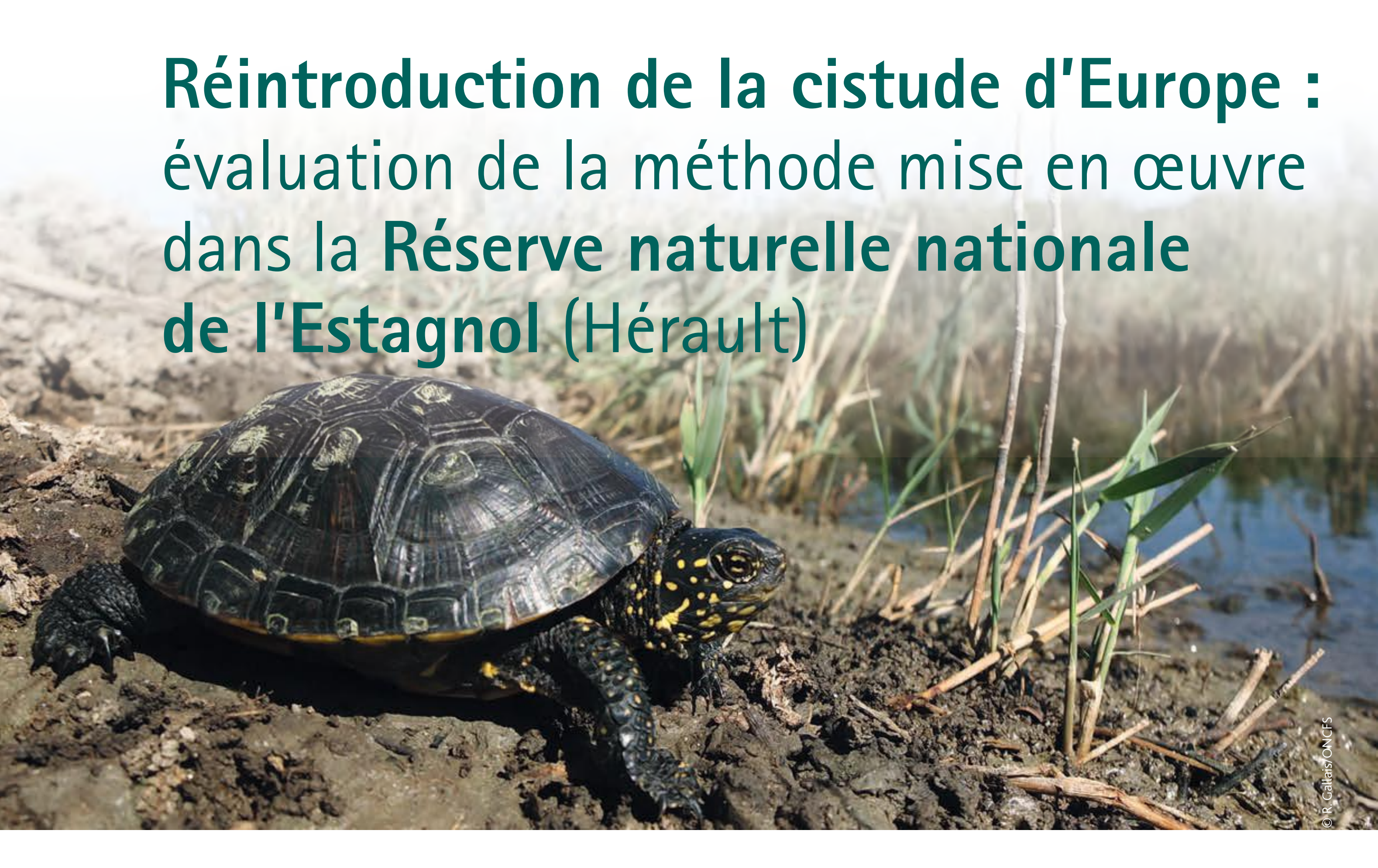
Connaissance & application du droit

La circulation des véhicules terrestres à moteur dans les espaces naturels. Une lecture jurisprudentielle opportunément ferme d'un principe législatif d'interdiction affaibli

Sans reprendre l'ensemble de la réglementation sur la circulation motorisée, cet article fait une analyse, au travers essentiellement de la jurisprudence, des dispositions interdisant la circulation des véhicules à moteur en dehors des voies ouvertes à la circulation publique. Les limites et adaptations à ces règles de circulation sont également exposées.

C. Suas

Réintroduction de la cistude d'Europe : évaluation de la méthode mise en œuvre dans la Réserve naturelle nationale de l'Estagnol (Hérault)


© R. Gallais/ONCFS

Eva Tankovic[1],
Cindy Assio[2], Régis Gallais[3],
Cyril Marmoex[3],
Frédérique Malgoire[3],
Aurélien Besnard[4],
Marc Cheylan[4]

[1] *ONCFS, stagiaire Master 2 SupAgro (2016).*
[2] *ONCFS, stagiaire Master 2 IEGB (2017).*
[3] *ONCFS, Délégation régionale Occitanie, Cellule technique – RNN Estagnol, Villeneuve-lès-Maguelone.*
[4] *EPHE, Laboratoire « Biogéographie et Écologie des vertébrés », CEFE/CNRS, UMR 5175 – Montpellier.*

Contact : regis.gallais@oncfs.gouv.fr

Dix ans après la première réintroduction de cistudes d'Europe dans la Réserve naturelle nationale de l'Estagnol, une évaluation du programme a été réalisée au travers de deux méthodes de suivi : radio-tracking et capture-marquage-recapture.
Les analyses apportent un faisceau d'informations sur le succès de cette opération.

Une espèce en voie de raréfaction

Les zones humides ont considérablement régressé en France au cours des siècles (Bernard, 1994), de même que les espèces qui y sont inféodées. De fait, comme de nombreuses autres espèces aquatiques, la cistude d'Europe a fortement décliné à l'échelle nationale, et plus généralement en Europe (Fritz & Chiari, 2013) – d'où son inscription à l'annexe II de la directive européenne « Habitats ». En France, elle bénéficie d'un Plan national d'actions depuis 2011 (Thienpont, 2011).

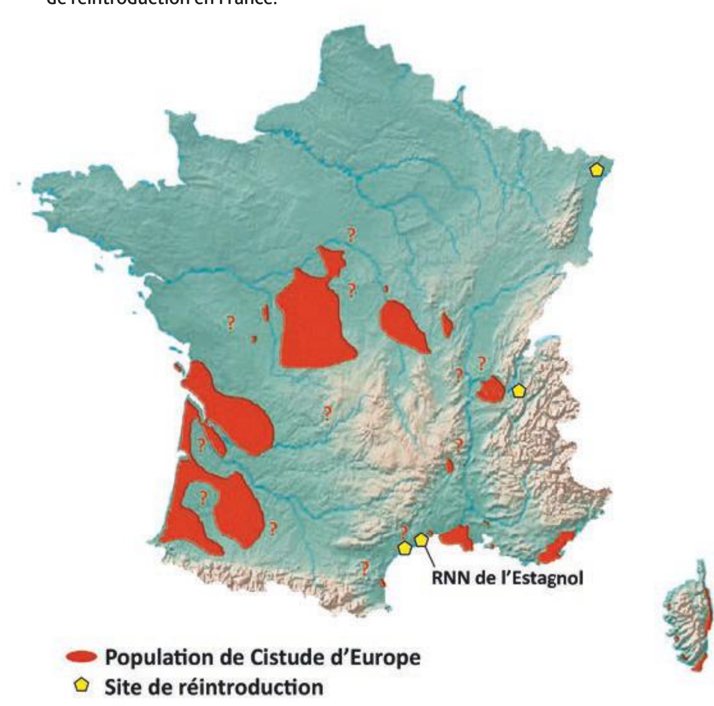
Le Languedoc-Roussillon était autrefois amplement occupé par cette tortue (Geniez & Cheylan, 2012). Actuellement, elle n'y subsiste que très localement, hormis en Camargue gardoise où se trouve l'essentiel des effectifs régionaux.

Face à ce constat, un projet de réintroduction a été envisagé dès 2005, à l'initiative conjointe du Laboratoire « Biogéographie et Écologie des vertébrés » de l'École pratique des hautes études (EPHE), du Conservatoire des espaces naturels (CEN) du Languedoc-Roussillon et de deux réserves naturelles nationales (RNN) : celle de l'Estagnol (commune de Villeneuve-lès-Maguelone) et celle du Bagnas (commune d'Agde) dans l'Hérault (***figure 1***).

Une réintroduction en deux phases

Les tortues destinées à la réintroduction ont été prélevées, après autorisation du Conseil national de protection de la nature (CNPN), dans deux populations camarguaises connues pour l'importance de

Figure 1 Répartition géographique des populations de cistude d'Europe et des sites de réintroduction en France.



leurs effectifs : la population des marais du Vigueirat (Bouches-du-Rhône) et la population d'Aigues-Mortes (Gard). À cela s'est ajouté le prélèvement de pontes (marais du Vigueirat), qui ont fait l'objet d'une incubation suivie de l'élevage des jeunes en captivité dans un centre spécialisé sur la commune de Vergèze.

La réintroduction dans la RNN de l'Estagnol s'est déroulée en deux étapes, avec un premier lâcher de 30 individus adultes (10 mâles et 20 femelles) en 2008 et en 2009, puis un second lâcher de 35 individus juvéniles issus d'élevage en 2012. Avant leur relâcher, les tortues avaient été maintenues durant environ 10 mois dans un enclos d'acclimatation construit spécialement sur le site. De 2008 à 2010, les 30 adultes ont fait l'objet d'un suivi par télémétrie (VHF), permettant de conclure à leur bonne sédentarisation sur le site (Mignet *et al.*, 2014). Des preuves de reproduction (pontes, juvéniles) ont par ailleurs été observées dès la première année, puis de façon régulière au cours des années suivantes. Ces premiers éléments laissaient envisager un bon succès de l'opération.

Pour s'en assurer à moyen et long terme, un protocole de capture-marquage-recapture (CMR) a été mis en place à partir de 2013 sur l'ensemble de la réserve de l'Estagnol, afin de mieux comprendre les tendances démographiques de la population et d'adapter les mesures de gestion en conséquence (***encadré 1***). La reconnaissance individuelle des animaux utilise un code d'entailles sur les écailles marginales, doublé de photos ventrales et dorsales permettant l'identification grâce à la présence de signes distinctifs.

Description du protocole mis en place à partir de 2016

Le protocole de CMR ainsi qu'une base de données ont été élaborés en 2014, en lien avec le Plan national d'action « Cistude d'Europe ». Le piégeage des cistudes s'effectue à l'aide de nasses ou de cages selon la profondeur d'eau. En effet, le piège doit toucher le fond vaseux, où les individus se déplacent le plus souvent, et avoir une partie à l'air libre pour permettre la respiration.

Les pièges sont appâtés avec des morceaux de sardines. De façon à couvrir l'ensemble du site, ils sont posés tous les 150 m, puis déplacés de 50 m lors du piégeage suivant et à nouveau de 50 m lors du 3e piégeage. Ceci conduit à une couverture de la zone échantillonnée tous les 50 m sur l'ensemble de la période d'étude. Compte tenu des déplacements des animaux, étudiés préalablement par radiopistage, cette distance a été jugée suffisante pour avoir une bonne probabilité de détection des individus présents.

Encadré 1 • La méthode de capture-marquage-recapture (CMR)

La méthode de CMR (Pollock *et al.*, 1990 ; Lebreton *et al.*, 1992) permet d'estimer la taille d'une population, ainsi que ses paramètres démographiques (survie, dispersion, recrutement…), à l'aide de modèles spécifiques qui gèrent le fait que tous les individus ne sont pas capturés à chaque session de terrain (***figure 2***). Ces modèles peuvent être ajustés sur les données avec différents logiciels, comme MARK par exemple (White & Burnham, 1999). Cette méthode nécessite un marquage individuel et pérenne des individus. Ceci est possible dans notre étude car le marquage réalisé par des encoches sur les carapaces des tortues est stable dans le temps.

Deux types d'analyses sont possibles :
- si les intervalles entre les sessions de piégeage sont courts (répétées pendant le cycle annuel de l'espèce par exemple), la population est considérée comme fermée aux échanges démographiques. On considère alors qu'il n'y a pas de perte ou de gain d'individus (mortalité, reproduction) au cours de la période d'étude, et des modèles spécifiques permettent d'estimer la taille de la population ;
- si les sessions de piégeage sont effectuées tous les ans, il est possible de tenir compte de l'existence de gains et de pertes d'individus dans la population : elle est considérée comme ouverte. On peut alors calculer, entre autres, les taux de survie interannuelle de la population.

Figure 2 Représentation schématique de la technique de CMR.

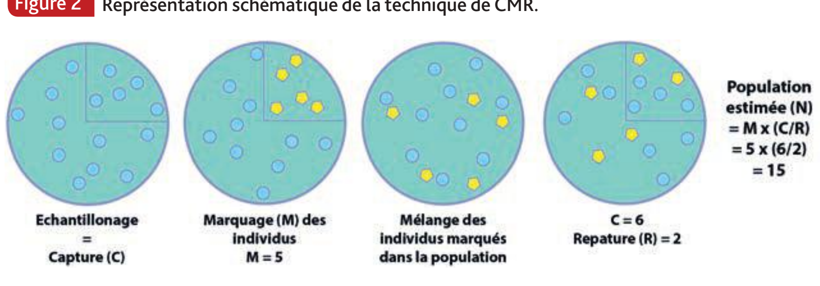


Figure 3 Localisation des parcelles (à gauche) et des sites de piégeage (à droite).



Pour des raisons logistiques, un tiers de la réserve est piégé chaque semaine (*figure 3*) avec, à chaque fois, entre 24 et 29 pièges posés. Une semaine de piégeage comprend 2 à 3 jours de pose pour conserver le même effort d'échantillonnage en fonction des niveaux d'eau. Dans ce qui suit, une session correspond à un piégeage sur l'ensemble des trois parcelles (3 semaines de piégeage). En tout, cela représente 18 semaines de piégeage, soit 6 sessions, pour une période allant de mi-avril à mi-août.

Pour chaque tortue capturée, les informations suivantes sont prises : le numéro de l'individu, le sexe, le poids (g), la longueur de la dossière et du plastron (mm) et des photographies en vue dorsale et ventrale. La gravidité des femelles est évaluée par palpation. En cas de capture d'un nouvel individu, celui-ci est marqué directement sur le terrain à l'aide d'encoches sur les écailles de la dossière et du plastron (*figure 4*). Son année de naissance est estimée par la lecture des lignes d'arrêt de croissance (Castanet & Cheylan, 1979). Le sexe est déterminé par l'observation des caractères sexuels secondaires (Zuffi & Gariboldi, 1995). Les sujets âgés de moins d'un an ne sont pas marqués, du fait d'une écaille trop fragile. Pour l'analyse, les individus sont ensuite regroupés en classes d'âge : juvéniles (0-2 ans), subadultes (3-5 ans) et adultes (≥ 6 ans) – (Bertolero, 2010). Ces données permettront de calculer les paramètres démographiques de la population grâce à différents modèles (*encadré 2*).

▶ Encadré 2 • Les modèles utilisés pour estimer les paramètres démographiques de la population

Deux types d'analyses ont été utilisés :

- en population fermée avec les captures de 2017 (6 sessions de piégeage consécutives), afin d'estimer l'effectif de la population adulte (6 ans et plus) et celui de la population subadulte et adulte (3 ans et plus) ;
- en population ouverte depuis le début de la mise en place du suivi des individus (piégeages ponctuels et observations de 2008 à 2015, et piégeages standardisés en 2016 et en 2017), afin d'estimer les taux de survie des individus subadultes et adultes (3 ans et plus). La probabilité de survie interannuelle a également été estimée pour les individus âgés de 3 ans et plus nés sur la réserve, valeur utilisée par la suite dans l'analyse de viabilité.

Prévoir l'évolution de la population sur le long terme

Grâce aux valeurs de survie estimées par CMR, différents scénarios d'évolution de la population sur un horizon à 50 ans (*encadré 3*) peuvent être conçus à l'aide de modèles matriciels implémentés dans le logiciel ULM v.4.1 (Legendre, 2002). Les valeurs utilisées pour les paramètres démographiques non disponibles pour la population concernée (survie juvénile, fécondité) sont issues de la bibliographie (Bertolero, 2010).

Des modèles intégrant une stochasticité environnementale (fluctuations aléatoires de l'environnement affectant les taux de survie indépendamment de la taille de la population) et démographique (prise en compte de paramètres démographiques à l'échelle des individus) ont été réalisés. Cela permet de déterminer les probabilités d'extinction de la population. Ce type de modèle permet d'obtenir des estimations plus réalistes qu'avec un modèle déterministe[1].

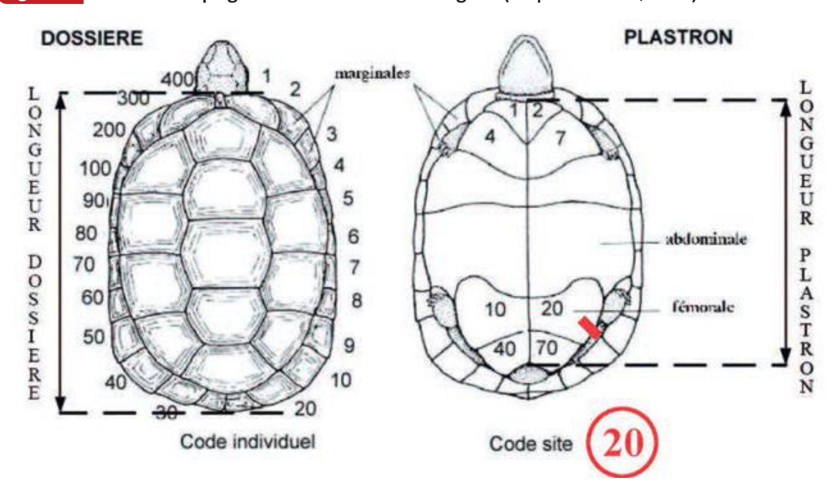
1. Si on fait varier les hypothèses sur des valeurs déterminées (choisies), on a un modèle « déterministe » ; si on peut varier une ou plusieurs hypothèses de façon totalement aléatoire, on a un modèle dit « stochastique ». Cela nécessite de disposer d'un générateur de variables aléatoires, appelé « randomiseur ».





▲ *Les pièges à cistudes utilisés sont des cages (à gauche) ou des nasses (à droite) selon la profondeur d'eau.*

Figure 4 Code de marquage utilisé à la RNN de l'Estagnol. (D'après CEN-LR, 2005)



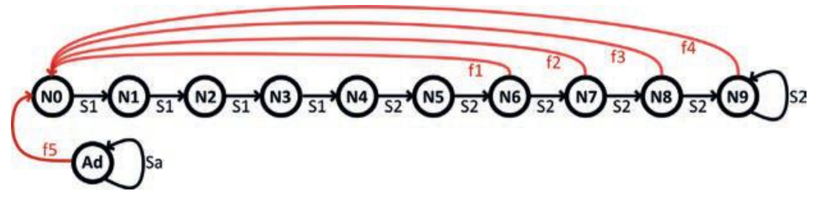
▲ *Collecte d'informations sur un individu capturé.*

© C. Assio /ONCFS

▶ Encadré 3 • Analyse de viabilité de la population

L'analyse de viabilité d'une population permet d'estimer le taux de multiplication interannuel de la population λ, ainsi que les valeurs d'élasticité[1] des paramètres-clés pour la dynamique de la population. La population croît si $\lambda > 1$.
Ce type de modèle structuré en âge est basé sur une matrice de Leslie (Leslie, 1945) où tous les individus du même âge ont le même taux de survie et la même fécondité (*figure 5*).
On ne considère que les femelles dans les modèles (facteur limitant le nombre de reproductions et de nouveau-nés) et la population est structurée en dix classes d'âge, regroupées selon deux classes possédant des paramètres identiques : les individus juvéniles (0-3 ans) et les individus subadultes-adultes (3 ans et plus) – (*figure 5*). L'âge de la première reproduction est fixé à 6 ans (Olivier, 2002).

Figure 5 Graphique du cycle de vie de la population de cistudes femelles sur la RNN de l'Estagnol.



▲ *Nx = âge ; fx = fertilité de la Xe année de reproduction ; S1 = survie des juvéniles ; S2 = survie des subadultes-adultes ; Sa = survie des adultes relâchés (Ad).*

1. L'élasticité des paramètres permet d'identifier ceux qui sont les plus importants pour la dynamique de la population : plus la valeur est haute, plus le paramètre contribue à la croissance de la population (e.g. Caswell, 2001 ; Morris & Doak, 2002).

Un premier état des lieux de l'état de santé de la population

En 2017, 99 captures ont été réalisées pour un total de 66 individus différents (33 mâles, 18 femelles et 15 juvéniles indéterminés), dont 27 individus nouvellement marqués et donc probablement nés sur le site. Seules 5 tortues sur les 30 adultes lâchés en 2008-2009 et 8 sur les 35 juvéniles lâchés en 2012 ont été capturées. Cela représente 20 % de l'effectif initialement réintroduit sur la réserve. Sur l'ensemble des captures de 2017, 8 % des individus étaient des juvéniles (0-2 ans), 41 % des subadultes (3-5 ans) et 51 % des adultes (6 ans et plus). Bien que les taux de captures soient plus faibles chez les subadultes et les juvéniles, la structure de la population indique un bon équilibre entre les différentes classes d'âge.

Le sex-ratio est fortement biaisé en faveur des mâles (1,8), sans que l'on ait d'explication à ce stade de l'étude.

Une reproduction avérée sur la réserve et ses alentours

La reproduction sur le site et ses alentours a été constatée dès la première année du lâcher, puis lors du suivi par radiopistage à partir de 2008. Entre 2008 et 2017, 97 individus non issus des relâchers ont été capturés sur le site, preuve d'un bon recrutement dans la population. La répartition chronologique de ces naissances indique une reproduction assez régulière durant ces 10 années, ce qui constitue un indice de la bonne santé de la population. Ceci est confirmé par l'étude des paramètres biométriques et de croissance de l'ensemble des individus nés sur la réserve, qui montrent des tendances similaires à celles des populations naturelles (Olivier, 2002).

Le suivi complémentaire, en 2011, de 14 femelles par radiopistage permet d'en savoir plus sur leurs habitudes de ponte et les paramètres liés à la reproduction. La localisation de 10 sites de ponte montre que ceux-ci se situent à peu de distance du milieu aquatique le plus proche, de 40 à 87 m (N = 14, IC 95 %) si l'on tient compte d'une distance linéaire. Cela représente un parcours de 73 à 305 m



© C. Assio /ONCFS

▲ *D'après les captures réalisées en 2017, la structure de la population paraît être bien équilibrée.*

(N = 14, IC 95 %) en milieu terrestre, ce qui semble peu comparativement à d'autres études menées en Europe (Puig, 2011). En revanche, compte tenu de la configuration de la réserve, toutes les pontes observées ont été déposées en dehors du site protégé. La fécondité est satisfaisante puisque la majorité des femelles ont déposé 2 pontes, voire 3 pour 15 % des femelles suivies, durant la saison. Le nombre d'œufs par ponte, de 8 à 12 (N = 8, IC 95 %), semble supérieur à ce qui est connu ailleurs en France.

Une population en bon état de conservation ?

Croissance des individus

La croissance des individus mâles (probablement) nés sur la réserve apparaît meilleure que celle des individus issus du lâcher de 2012 (*figure 6*). Cette différence est sûrement liée à l'élevage de ces derniers en captivité au cours de leurs premières années de vie. Les individus mâles nés sur la réserve ont ainsi une longueur de dorsale significativement plus élevée que ceux réintroduits en 2012 (test de Mann-Whitney entre les individus mâles de 9 ans et plus, réintroduits en 2012 (n = 8) et nés sur la réserve (n = 7) : W = 49,5 ; p-value = 0,0075). Toutefois, aussi bien pour les individus nés sur la réserve que pour ceux réintroduits, la croissance est conforme à celle enregistrée dans les populations naturelles de Camargue (Olivier, 2002), avec un fort taux d'accroissement jusqu'à 5-6 ans et un ralentissement à l'approche de la maturité sexuelle (*figure 7*).



Les paramètres biométriques et de croissance de l'ensemble des cistudes nées sur la réserve montrent des tendances similaires à celles des populations naturelles, signe de bonne santé.

Effectifs de la population adulte

Plusieurs modèles ont été testés, afin d'évaluer quelles estimations correspondent le mieux aux données issues du protocole mis en place en 2017.

Le premier modèle estime la population adulte (6 ans et plus) en tenant compte d'une hétérogénéité de capture entre les individus. La taille de la population est alors estimée à 58 [45-89] individus. La probabilité de capture individuelle est en moyenne de 0,052 avec un effort d'échantillonnage médian de 198 nuits*pièges par session de capture.

En raison du nombre plus important de mâles que de femelles, un effet de groupe a été incorporé au modèle. Il permet d'estimer la population à 34 mâles adultes [26-58] et à 16 femelles adultes [13-32]. L'effectif des mâles n'est donc pas significativement différent de celui des femelles. Les probabilités de capture moyennes sont respectivement de 0,051 pour les mâles et de 0,071 pour les femelles.

Le second modèle intègre un effet de groupe en fonction de la provenance des animaux (introduits ou nés sur la réserve). Il permet de constater que le taux de capture des tortues nées sur la réserve est plus faible que celui des tortues réintroduites, bien que leur effectif soit significativement plus élevé.

Effectifs et survie des subadultes et adultes

Les subadultes (3-5 ans) représentent 42 % des captures. Le modèle le plus approprié aux individus de 3 ans et plus intègre une hétérogénéité de capture selon les individus. Il estime la population à 123 individus [100-165]. La probabilité de capture moyenne pour cette classe d'âge est estimée à 0,050.

Figure 6 Répartition du poids (g) des individus mâles adultes (9 ans et +) capturés en 2017 selon leur origine.
(Individus introduits en 2012 : n = 8 ; individus nés sur la réserve : n = 7)

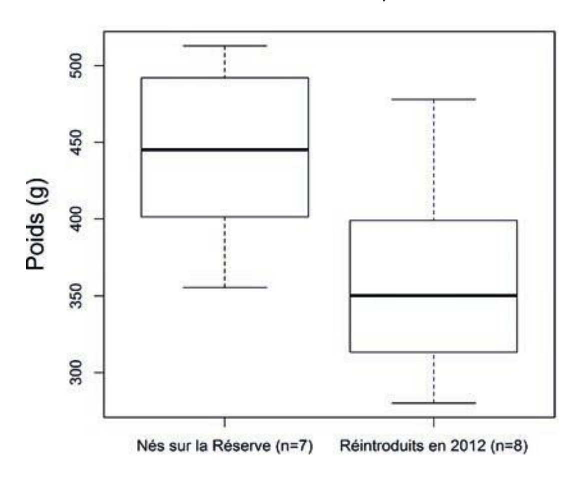
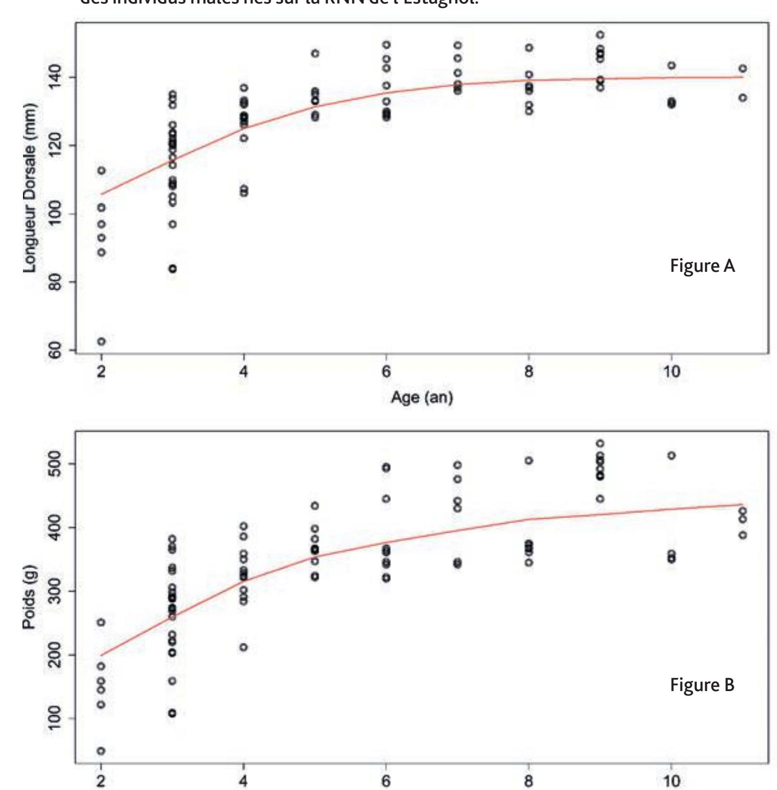


Figure 7 Courbes d'ajustement des moyennes mobiles du poids (A) et de la longueur de la dossière (B) des individus mâles nés sur la RNN de l'Estagnol.





▲ *Une reconduction du contrôle de l'évolution de la population par capture-marquage-recapture tous les 3 à 5 ans semble être un laps de temps adapté.*

Afin de pouvoir estimer les taux de survie de la population subadulte et adulte (3 ans et plus), une analyse de toutes les données collectées entre 2008 et 2017 avec un modèle en population ouverte a été réalisée.

Le meilleur modèle (formulation Cormack Jolly Sebe – Lebreton *et al.*, 1992) prend en considération une survie constante et un taux de capture variable en fonction du temps. Ce modèle estime une survie subadulte-adulte de 0,89, sans différence significative entre mâles et femelles, ni entre individus réintroduits ou nés sur la réserve.

Une population viable sur le long terme

Avec la valeur de survie estimée par CMR en 2017 des individus subadultes et adultes introduits et nés sur la réserve (S2 = 0,95), la population est viable sur un horizon de 10 à 20 ans (***figure 8***). Le taux d'accroissement est largement positif (λ = 1,33 sur 20 ans). Les paramètres influençant le plus la croissance de la population sont la survie adulte (S2), puis la survie juvénile (S1).

En intégrant une stochasticité environnementale ou démographique sur la population née en liberté, la population est viable sur un horizon de 50 ans avec une probabilité d'extinction faible (p_{ext} = 0,053 avec une stochasticité démographique, p_{ext} = 0,049 avec une stochasticité environnementale). Par rapport au modèle déterministe, le taux de croissance de la population diminue mais reste positif (λ_{stoch} = 1,03 avec une stochasticité démographique et 1,02 avec une stochasticité environnementale). La taille minimale de population viable en-dessous de laquelle une extinction rapide est probable est de 32 individus (écart-type : 0,72).

Bien entendu, ce taux d'accroissement ne prend pas en considération certains facteurs de régulation tels que la densité-dépendance, d'où des valeurs à 20 ans peu réalistes (supérieures à 2000 individus).

Une reconduction du suivi recommandée

Le protocole de suivi réalisé durant deux années consécutives, moins de 10 ans après la première réintroduction, permet de dresser un premier état des lieux fiable de l'état de la population de cistudes dans la RNN de l'Estagnol. La longévité de l'espèce oblige toutefois à rester prudent dans le diagnostic et l'interprétation de ces premiers résultats, qui devront être confortés dans le futur. De nouvelles années de suivis permettraient d'avoir une meilleure vision de la situation et d'atténuer les effets de la trap-dépendance[2] liés au protocole de piégeage fixe. En outre, elles permettraient d'améliorer la qualité des estimations de survie, actuellement basées sur les données collectées entre 2008 et 2015 selon un protocole non standardisé. Il convient toutefois de garder à l'esprit qu'un suivi plus fréquent ne permettrait pas le recensement des individus nés entre deux années de captures (les très jeunes individus échappent au piégeage) et pourrait générer des phénomènes de trap-dépendance ou de transcience[3]. De plus, l'investissement humain et matériel à mettre en œuvre est conséquent. Ceci étant, si l'intervalle de temps entre deux suivis est trop espacé, les variations dans la dynamique de la population risquent de ne pas être détectées suffisamment tôt, ce qui peut compromettre l'adaptation des mesures de gestion. Compte tenu de tous ces éléments, un intervalle de 3 à 5 ans entre deux études par CMR semble être un bon compromis. Ce laps de temps s'accorde à la durée des plans de gestion (5 ou 10 ans) et semble suffisant pour prendre des mesures adaptées aux évolutions de la population.

2. Trap-dépendance : les individus déjà capturés voient leur probabilité de capture diminuer (« trap-shy ») ou augmenter (« trap-happy ») lors de la capture suivante, ce qui entraîne un biais dans l'estimation de la taille de la population.
3. Transcience : certains individus peuvent être capturés une première fois et ne jamais être recapturés par la suite (émigration).

Conclusion

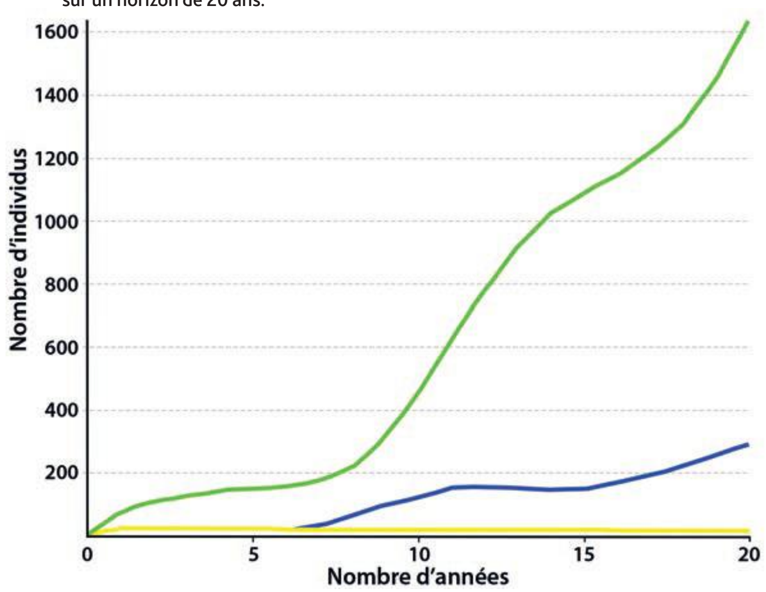
Le protocole mis en place depuis 2016 permet une première évaluation du programme de réintroduction engagé en 2007 sur la RNN de l'Estagnol (***encadré 4***). Il indique :

1°) que les taux de survie des adultes et des subadultes-adultes sont conformes aux valeurs connues dans des populations natives ;

2°) que les estimations de population et les taux d'accroissement offrent des valeurs satisfaisantes, de même que les indices de reproduction et de sédentarisation. La croissance des individus nés sur le site montre qu'il a une bonne capacité d'accueil (ressources alimentaires). Les modèles confirment la viabilité de la population à un horizon de 50 ans.

Sur la base de ces premiers éléments, on peut considérer que la réintroduction de la cistude d'Europe sur la RNN de l'Estagnol est à présent engagée dans une bonne voie. Il conviendra néanmoins de s'assurer de sa durabilité par un suivi à long terme de la population, en vue de réagir en cas d'évolution jugée défavorable. L'objectif ultime de cette réintroduction est aussi la recolonisation des marais proches de la réserve. Dans cette optique, il sera bon de réfléchir, avec les gestionnaires des espaces naturels

Figure 8 Évolution de la taille totale de la population (vert), du nombre de femelles reproductrices nées en liberté (bleu) et du nombre de femelles adultes réintroduites (jaune) sur un horizon de 20 ans.



voisins, à la façon de détecter et d'évaluer la dispersion d'individus issus de la réintroduction.

Deux points négatifs méritent toutefois d'être relevés :

- la médiocre efficience de l'élevage en captivité d'individus à partir de pontes en vue d'un relâcher – l'incubation puis l'élevage en captivité ne semblent devoir être retenus qu'en dernier recours, s'il y a des difficultés à prélever des sujets adultes dans des populations proches ;
- la mauvaise adéquation des limites de la réserve avec la biologie de l'espèce ; en effet, le suivi des femelles reproductrices a montré que celles-ci quittent la réserve pour pondre. L'intégrité à long terme des sites de ponte n'est de ce fait pas garantie (pratiques agricoles non compatibles avec la période d'incubation). C'est pourquoi une zone tampon autour du site permettrait de sécuriser la reproduction de l'espèce, soit par des accords sur la mise en place de bonnes pratiques avec les exploitants, soit par acquisition des parcelles concernées (veille foncière). ●

▶ Encadré 4 • Pourquoi analyser les causes de succès ou d'échec d'un projet de réintroduction ?

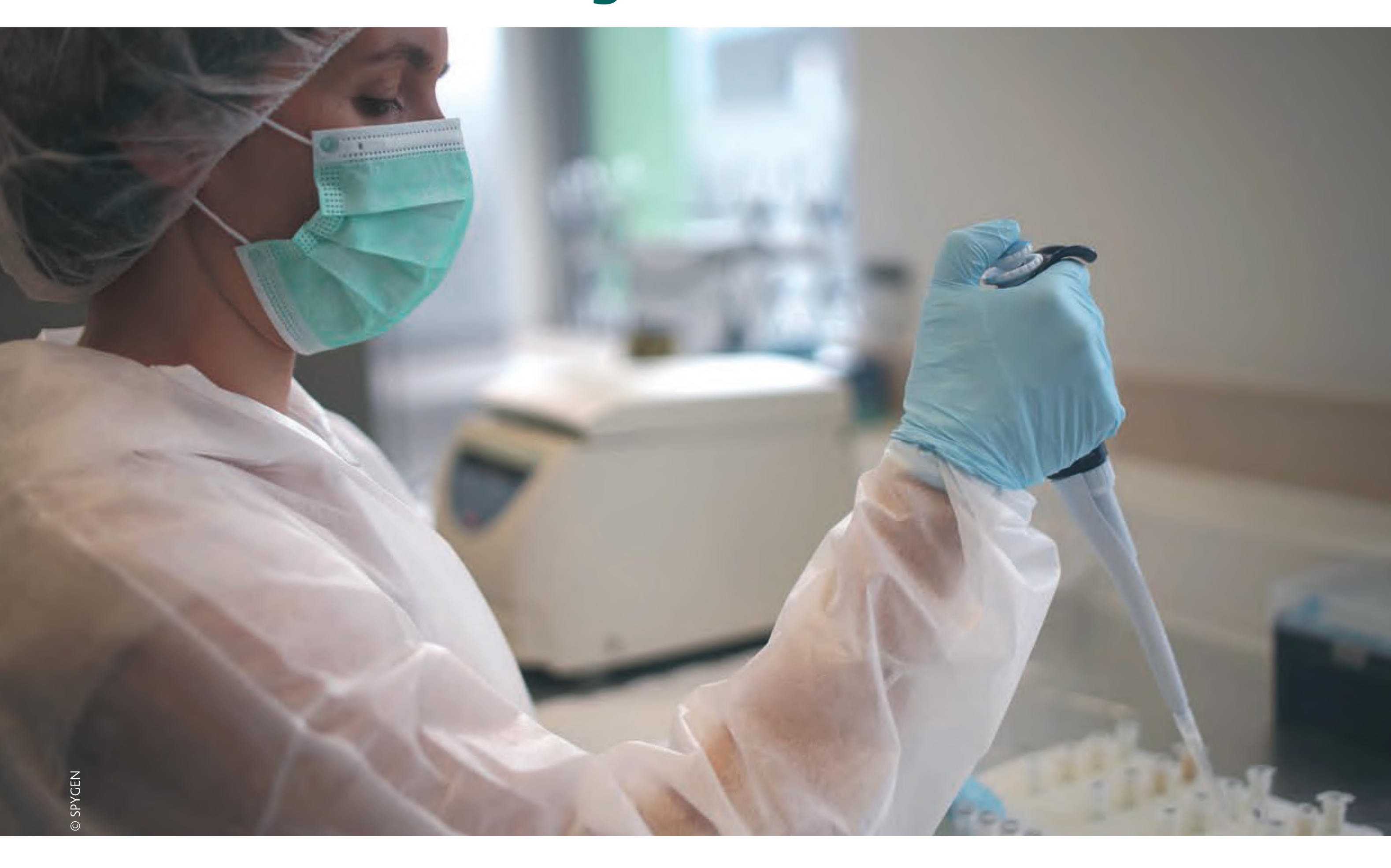
Un tiers des programmes de réintroduction échoue à former une population viable (Tavecchia *et al*., 2009). La publication des résultats d'un programme de réintroduction permet de bénéficier d'une expérience pour améliorer la mise en place de nouveaux projets ; il est alors important d'analyser les causes du succès ou de l'échec. Seulement deux suivis à long terme existent à ce jour en France sur les cistudes d'Europe : à la Tour du Valat en Camargue et dans le massif des Maures dans le Var. Le suivi de la présente réintroduction permettra d'acquérir les connaissances nécessaires pour en mener de futures. Il sera également un atout pour les prises de décision en faveur d'une bonne gestion de la réserve.


© C. Assio/ONCFS

Bibliographie

- Bernard, P. 1994. *Les zones humides, rapport d'évaluation (1994)*. Comité interministériel de l'évaluation des politiques publiques. Premier ministre-Commissariat du Plan. La Documentation française, Paris.
- Bertolero, A. 2010. *Modélisation démographique des populations de cistude d'Europe* (***Emys orbicularis*** L.) *réintroduites sur les Réserves naturelles nationales de l'Estagnol et du Bagnas (Hérault, France)*. Rapport d'études. CEN-LR. 14 p.
- Cadi, A. 2003. *Écologie de la cistude d'Europe* (Emys orbicularis) *: aspects spatiaux et démographiques, application à la conservation.* Thèse Doct., Univ. Lyon 1. 272 p.
- Castanet, J. & Cheylan, M. 1979. Les marques de croissance des os et des écailles comme indicateur de l'âge chez *Testudo hermanni* et *Testudo graeca (Reptilia, Chelinia, Testudinidae)*. *Canadian Journal of Zoology* 57 (8): 1649-1665.
- Caswell, H. 2001. *Matrix Population Models: Construction, Analysis, and Interpretation*. Inc. Sunderland. Massachusetts : Sinauer Associates.
- CEN-LR. 2005. *Les tortues palustres en Languedoc-Roussillon. État des lieux et perspectives de conservation.* Rapport CEN-LR. 41 p.
- Fritz, U. & Chiari, Y. 2013. Conservation actions for European pond turtles - a summary of current efforts in distinct European countries. *Herpetology Notes* 6: 105.
- Geniez, P. & Cheylan, M. 2012. *Les Amphibiens et les Reptiles du Languedoc-Roussillon et régions limitrophes. Atlas biogéographique.* Mèze & Paris : Biotope & MNHN.
- Lebreton, J.-D., Burnham, K.P., Clobert, J. & Anderson, D.R. 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals : A unified approach with case studies. *Ecological Monographs* 62: 67-118. https://doi.org/10.2307/2937171.
- Legendre, S. 2002. *Unified Life Models ULM*. Reference manual version 4.1.
- Leslie, P.H. 1945. On the use of matrices in certain population mathematics. *Biometrika* 33 (3): 183-212.
- Mignet, F., Gendre, T., Reudet, D., Malgoire, F., Cheylan, M. & Besnard, A. 2014. Short-Term evaluation of the success of a reintroduction program of the european pond turtle : The contribution of space-use modeling. *Chelonian Conservation and Biology* 13: 72-80.
- Morris, W.F. & Doak, D. 2002. *Quantitative conservation biology : theory and practice of population viability analysis.* Sinauer Associates, Inc. Publish., USA, 480 p.
- Olivier, A. 2002. *Écologie, traits d'histoire de vie et conservation d'une population de cistude d'Europe* Emys orbicularis *en Camargue*. Thèse Doct. EPHE. 164 p.
- Pollock, K.H., Nichols, J.-D., Brownie, C. & Hines, J.E. 1990. Statistical inference for capture-recapture experiments. *Wildlife Monographs* 107: 3-97.
- Puig, M. 2011. *Étude des comportements de ponte de la cistude d'Europe,* Emys orbicularis*, suite à sa réintroduction dans la Réserve naturelle nationale de l'Estagnol (Hérault, France) et préconisations pour une meilleure gestion*. Mémoire Master, Univ. Lyon 1 - ONCFS. 96 p.
- Tavecchia, G., Viedma, C., Martinez-Abrain, A., Bartolomé, M.-A., Gomez, J.A. & Oro, D. 2009. Maximizing re-introduction success: Assessing the immediate cost of release in a threatened waterfowl. *Biological Conservation* 142 (12): 3005-3012.
- Thienpont, S. 2011. *Plan national d'actions en faveur de la cistude d'Europe* Emys Orbicularis *2011-2015*. Ministère de l'Écologie, du Développement durable, des Transports et du Logement. 111 p. + ann.
- White, G.C. & Burnham, K.P. 1999. Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46 (sup.1): 120-139.
- Zuffil, M.A.L. & Gariboldi, A. 1995. Sexual dimorphism of the European pond terrapin *Emys orbicularis* (L. 1758) from Italy. *In*: Llorente, G.A., Montori, A., Santos, X. & Carretero, M.A. (eds). 1995. *Scientia Herpetologica, Sociedad Europea Herpetologica, Barcelona, Spain*: 24-129.

Vers une nouvelle méthode de détection des espèces de mammifères semi-aquatiques : étude pilote et approche « Metabarcoding ADNe »


© SPYGEN

Julien Steinmetz[1], **Sandrine Ruette**[2], **Thomas Ruys**[3], **Pauline Jean**[4], **Tony Dejean**[4]

[1] ONCFS, Délégation régionale Occitanie, Cellule technique Sud-Ouest – Toulouse.
[2] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Prédateurs et animaux déprédateurs – Birieux.
[3] Cistude Nature – Chemin du Moulinat, 33185 Le Haillan.
[4] SPYGEN – 17, rue du Lac Saint-André, 73370 Le Bourget-du-Lac.

Le développement de techniques permettant la détection de fragments d'ADN présents dans l'environnement ouvre des perspectives nouvelles pour l'étude et le suivi de la biodiversité. Ces méthodes d'investigation de pointe ont déjà donné des résultats très prometteurs pour de nombreux groupes d'espèces en milieu aquatique. Devant les attentes d'amélioration des connaissances sur la répartition de certaines espèces de mammifères, notamment le vison d'Europe, nous avons cherché à évaluer les possibilités d'application de ces techniques au groupe des mammifères semi-aquatiques.

« Metabarcoding ADNe », une technique récente et prometteuse

L'identification d'espèces et la connaissance de leur répartition dans l'environnement sont à la base de toute mesure de gestion et de conservation des populations. Pour certaines espèces dites élusives de par leur faible taille, leur comportement discret ou leur rareté, la vérification même de leur présence par des méthodes traditionnelles d'inventaire (observations, indices de présence…) peut requérir des moyens impossibles à mettre en œuvre à grande échelle spatiale et temporelle. Récemment, l'étude de l'ADN environnemental (ADNe), couplée aux techniques de séquençage nouvelle génération (« Metabarcoding »), a émergé comme un complément pertinent aux méthodes traditionnelles d'inventaire de la biodiversité. Le principe général de cette approche repose sur la détection de courts fragments d'ADN libérés par les espèces dans leur environnement (*via* l'urine, les fèces, le mucus, les gamètes…). En prélevant des échantillons environnementaux (eau, sol…), il est alors possible de connaître les communautés présentes dans le milieu étudié à partir de cet ADN présent en quantités infimes.

Chez les vertébrés, les premiers travaux sont relativement récents et ont permis par exemple de dresser la carte de répartition d'une espèce exotique envahissante d'amphibien en Dordogne, la grenouille taureau *Lithobates catesbeianus* (Dejean *et al*., 2012). Depuis lors, des études ont été menées sur les communautés de poissons, d'amphibiens et de mammifères marins (Civade *et al*., 2016 ; Valentini *et al*., 2016). Pour ces groupes d'espèces, les premiers travaux sont extrêmement prometteurs et la technique commence à être utilisée en routine et à large échelle dans certains cas (AFB, 2018).

Quel intérêt pour les mammifères semi-aquatiques ?

La communauté des mammifères semi-aquatiques, c'est-à-dire plus ou moins inféodés aux zones humides dulçaquicoles, compte une quinzaine d'espèces en France. Parmi les espèces natives, trois sont menacées en France et ont fait l'objet d'un Plan national d'actions (PNA) : le vison d'Europe *Mustela lutreola*, la loutre d'Europe *Lutra lutra* et le desman des Pyrénées *Galemys pyrenaicus*. Le suivi de leur répartition représente un enjeu évident et déterminant pour l'évaluation de leur statut de conservation, mais également pour la priorisation des actions de conservation. Pour cela, les outils simples, peu coûteux et applicables à large échelle spatiale et temporelle font le plus souvent défaut. Pour les espèces exogènes, comme le vison d'Amérique *Neovison vison* ou le raton laveur *Procyon lotor*, là encore le suivi de leur répartition est indispensable afin de définir des mesures de gestion. Disposer d'un outil d'inventaire performant, applicable à vaste échelle et permettant de détecter simultanément la présence de plusieurs espèces offrirait de nouvelles perspectives pour mieux comprendre les processus écologiques fondamentaux (syntopie, compétition, déplacement de niches écologiques…) régissant la coexistence ou l'exclusion de ces espèces.

Afin de tester la méthode « Metabarcoding ADNe » dans le cadre du PNA vison d'Europe et pour la détection au sens large des mammifères semi-aquatiques, une collaboration a été mise en place entre l'ONCFS, la Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DREAL) Nouvelle-Aquitaine, l'association Cistude Nature, le Laboratoire de Biométrie et Biologie évolutive (LBBE, Université Lyon 1) et un laboratoire spécialisé dans l'étude de l'ADNe, SPYGEN. Une étude pilote a été conduite dans l'objectif d'évaluer la faisabilité d'un inventaire spatial et temporel de la communauté de mammifères semi-aquatiques, par l'élaboration et l'utilisation d'un outil de diagnostic multi-spécifique permettant la détection de ces espèces dans les écosystèmes français.

Première étape, la base de références génétiques

Douze espèces de mammifères semi-aquatiques ont été sélectionnées pour développer la base de références génétiques (***tableau 1***), à partir de tissus collectés par l'ONCFS. Ces espèces présentent en réalité un caractère aquatique plus ou moins prononcé, certaines d'entre elles passant le plus clair de leur temps dans l'eau ou à proximité immédiate (loutre d'Europe, castor d'Eurasie), tandis que d'autres fréquentent plutôt ses abords (vison, raton laveur, putois). La densité d'individus dans l'environnement est extrêmement variable également, en fonction notamment de la taille des domaines vitaux et du comportement social propre à chaque espèce (territorialité plus ou moins marquée, taille des groupes sociaux variable). En conséquence, la détectabilité était susceptible de ne pas être la même pour chacune de ces espèces.

Tableau 1 Liste des 12 espèces de mammifères semi-aquatiques concernées par la base de références génétiques.

Nom scientifique	Nom vernaculaire
Arvicola sapidus	Campagnol amphibie
Castor fiber	Castor d'Eurasie
Galemys pyrenaicus	Desman des Pyrénées
Lutra lutra	Loutre d'Europe
Mustela lutreola	Vison d'Europe
Mustela putorius	Putois d'Europe
Myocastor coypus	Ragondin
Neomys fodiens	Crossope aquatique
Neovison vison	Vison d'Amérique
Ondatra zibethicus	Rat musqué
Procyon lotor	Raton laveur
Rattus norvegicus	Rat surmulot

Une étude pilote sur le terrain

Le but de l'étude pilote était de répondre à plusieurs questions.

- En présence avérée des différentes espèces étudiées, est-il possible de les détecter à partir de l'ADN qu'elles libèrent dans l'eau ?
- La détectabilité par l'ADN libéré dans l'eau est-elle la même en fonction des espèces ?
- La stratégie d'échantillonnage (quantité d'eau prélevée, répartition spatiale des prélèvements) influence-t-elle la détectabilité des espèces ?

Les sites échantillonnés dans le cadre de ce projet étaient uniquement des milieux aquatiques stagnants, afin d'optimiser la détection de l'ADN des espèces recherchées. En effet, dans un milieu lotique (eau vive), l'ADN est directement emporté par le courant, alors que dans un milieu lentique (eau calme), il est retenu et peut être détecté plusieurs jours après la disparition de l'espèce (Dejean *et al*., 2011).

96 échantillons analysés selon la même méthode

L'étude s'est déclinée en plusieurs projets.

Projet 1 : vérifier la détectabilité de 12 espèces de mammifères semi-aquatiques

Vingt échantillons ont été dédiés spécifiquement à l'étude de la détectabilité de chacune des 12 espèces cibles. Ces échantillons correspondent à des prélèvements effectués sur des sites où l'espèce cible était réputée présente (capture

▶ Encadré • La méthode de prélèvement et d'analyse des échantillons



▲ *Filtration de l'eau par écoulement dans une capsule équipée d'une membrane de faible porosité.*

Tableau 2 **Exemple de résultats fournis par le laboratoire.**
La valeur correspond au nombre de séquences ADN identifiées par taxon. En rouge, les espèces observées lors du prélèvement ou quelques jours avant ; en vert, les espèces dont la présence est connue sur le site, mais sans indice de présence récent.

Nom scientifique	Nom vernaculaire	Prélèvement 1	Prélèvement 2	Prélèvement 3
Arvicola sapidus	Campagnol amphibie	6650	51230	
Castor fiber	Castor d'Eurasie			
Galemys pyrenaicus	Desman des Pyrénées			
Lutra lutra	Loutre d'Europe			
Mustela lutreola	Vison d'Europe			
Mustela putorius	Putois d'Europe			
Myocastor coypus	Ragondin	134975	35916	17433
Neomys fodiens	Crossope aquatique			
Neovison vison	Vison d'Amérique			
Ondatra zibethicus	Rat musqué	6279	15062	
Procyon lotor	Raton laveur			
Rattus norvegicus	Rat surmulot	1396	12073	5109

Dans le protocole d'échantillonnage standard pour les milieux aquatiques stagnants, un échantillon est constitué de 20 prélèvements de 120 ml d'eau effectués à l'aide d'une louche et répartis tout autour du site étudié (dans les habitats favorables aux espèces recherchées). Ces 20 prélèvements sont ensuite mélangés dans un sachet stérile. Les 2,4 l d'eau ainsi prélevés sont ensuite passés à l'aide d'une seringue à travers une capsule de filtration de faible porosité (0,45 µm), qui retient l'ADNe. Du tampon de conservation est ajouté dans la capsule, puis elle est fermée et agitée vigoureusement. Ce protocole d'échantillonnage standard, proposé habituellement pour le suivi d'un site dont la taille est inférieure à 1 ha, a été adapté aux différents projets de cette étude pilote qui visait à expérimenter son utilisation à de plus vastes échelles.
En parallèle des prélèvements d'ADNe, et dans la mesure du possible, les indices de présence des espèces de mammifères semi-aquatiques ont été notés pour chaque site.
Les échantillons ont ensuite été envoyés sans donner d'indication sur les espèces ciblées, de façon à ce que les analyses soient réalisées en aveugle. Les analyses moléculaires ont été faites dans les laboratoires de SPYGEN. Ces laboratoires ont été créés spécifiquement pour traiter des échantillons environnementaux contenant de l'ADN rare ou dégradé. Ils offrent un environnement de type « salle blanche », permettant d'éviter les contaminations extérieures et entre échantillons (cloisonnement des salles en fonction de la rareté de l'ADN, pressions différentielles des salles, mise en place d'UV...). L'ADN a été extrait des capsules, puis amplifié par PCR (*Polymerase Chain Reaction*) à l'aide du couple d'amorces universel pour les mammifères. Pour chaque échantillon, 12 réplicats PCR ont été effectués. Différents contrôles sont faits au cours des manipulations pour vérifier l'absence de contamination des échantillons.
Les séquences d'ADN obtenues sont analysées avec des outils bio-informatiques permettant d'éliminer les erreurs dues à l'amplification ou au séquençage (à l'aide de différents filtres informatiques) et de comparer chaque séquence avec celles présentes dans la base de références mammifères créée dans le cadre de cette étude. Finalement, une liste d'espèces est établie avec le nombre de séquences d'ADN associées par taxon. Les résultats peuvent être interprétés en termes de présence/absence pour chaque espèce, et non de manière quantitative (***tableau 2***).

récente, observation d'indices frais de moins de 48 heures, espèce très régulièrement contactée sur le site). Un échantillon est formé par la filtration de 20 prélèvements de 120 ml répartis sur le site étudié (***encadré***). L'analyse de ces échantillons a permis de détecter les rongeurs (castor d'Eurasie, ragondin, rat musqué, rat surmulot et campagnol amphibie) et le raton laveur sur l'ensemble des sites où ces espèces étaient présentes, mais pas les carnivores (vison d'Europe, vison d'Amérique, putois d'Europe, loutre) ni les insectivores (crossope aquatique et desman des Pyrénées – ***tableau 3***).

Projet 2 : focus sur la détectabilité du vison d'Europe, du vison d'Amérique et du putois

Soixante échantillons ont été dédiés à l'étude des potentialités d'utilisation à grande échelle de la méthode « Metabarcoding ADNe » dans le cadre du PNA vison d'Europe, qui vise en premier lieu à améliorer la connaissance de l'aire de présence du vison d'Europe, mais également du vison d'Amérique et du putois. Pour ces petits mustélidés, nous avons travaillé à l'échelle du bassin versant (zone hydrographique de la base de données BD Carthage ©). Un bassin versant présente en moyenne une surface de 60 km² sur la zone de présence potentielle de visons d'Europe. Cinq bassins versants ont été étudiés. Les espèces cibles étaient le vison d'Europe pour deux bassins, le vison d'Amérique pour deux bassins et le putois d'Europe pour un bassin. Sur chaque bassin versant, 20 sites de prélèvements ont été définis préalablement (incluant le site où la capture de l'animal avait eu lieu – ***figure***). Ces sites ont été répartis de façon à couvrir l'ensemble des milieux stagnants présents sur le bassin versant. Ils présentaient des conditions favorables

Tableau 3 Projet 1 : test de détectabilité selon les espèces.

Espèce cible	Nombre de prélèvements	Nombre de détections
Campagnol amphibie	4	4
Castor d'Eurasie	3	3
Desman des Pyrénées	1	0
Loutre d'Europe	1	0
Vison d'Europe	3	0
Putois d'Europe	1	0
Ragondin	1	1
Crossope aquatique	2	0
Vison d'Amérique	2	0
Rat musqué	-	-
Raton laveur	2	2
Rat surmulot	-	-

Figure Projet 2 : exemple de répartition des sites de prélèvements par bassin.

à leur utilisation régulière par les petits mustélidés semi-aquatiques (berges offrant des abris) et à la pérennité du matériel génétique (zones de courant faible voire absent). Sur chaque site, 2,4 l d'eau ont été prélevés selon le protocole standard. Afin de minimiser le nombre d'analyses génétiques, les prélèvements de plusieurs sites (5 sites constituent un secteur) ont été regroupés pour former un unique échantillon. Les prélèvements de ces cinq sites (12 l d'eau au total) ont été filtrés à travers une unique capsule à l'aide d'une pompe péristaltique pour faciliter le travail de l'opérateur. Quatre capsules ont donc été utilisées, soit quatre échantillons analysés, par bassin versant et par passage. Trois passages (réplicats temporels) ont été réalisés par bassin versant, avec un intervalle de temps n'excédant pas une à deux semaines entre les passages. Sur les 60 échantillons, seuls deux ont permis de caractériser la présence de l'espèce cible, en l'occurrence celle du vison d'Amérique. Aucune analyse n'a mis en évidence la présence de vison d'Europe ou de putois.

Projet 3 : répartition spatiale de l'ADNe en milieux clos en prenant la loutre comme modèle

Seize échantillons ont été analysés, afin d'évaluer la répartition spatiale de l'ADNe en milieu clos après le passage d'un carnivore. À cet effet, deux sites où la présence de la loutre d'Europe était avérée et récente ont été sélectionnés : un lac de 1,8 ha occupé en continu par une femelle et deux jeunes loutrons (site n° 1) et un lac de 4,8 ha sur lequel les prélèvements ont été effectués après découverte d'une épreinte fraîche de moins de 48 heures (site n° 2). Sur les deux sites, trois échantillons ont été prélevés simultanément en suivant le protocole standard (***encadré***). En supplément, sur le site n° 2, 10 prélèvements ponctuels de 2,4 l ont été réalisés tout autour du site, correspondant donc à 10 échantillons (= 10 capsules). L'objectif était d'évaluer, en comparant les résultats pour ces dix échantillons, la répartition spatiale de l'ADN sur le site. Malgré une présence certaine de la loutre sur les deux sites étudiés, celle-ci n'a jamais été identifiée dans les échantillons, alors qu'elle a été détectée dans quatre des bassins versants étudiés pour le vison. Cependant, la détection de quatre espèces de rongeurs sur le site n° 2 a permis d'étudier la répartition de l'ADN autour de ce site.



▲ *Dans le projet 2, la présence du vison d'Amérique a pu être détectée seulement à deux reprises parmi 60 échantillons analysés.*

Une détectabilité très variable des différentes espèces

Au travers des différents projets de cette étude pilote, les résultats semblent concordants : la détectabilité des rongeurs (campagnol amphibie, castor d'Eurasie, ragondin, rat musqué, rat surmulot) et du raton laveur est plus élevée que celle des carnivores (loutre d'Europe, vison d'Europe, putois, vison d'Amérique). Les résultats pour le desman et la crossope ne sont pas interprétables du fait d'un faible nombre de prélèvements. Les analyses d'échantillons ont permis de mettre en évidence à plusieurs reprises des espèces autres que l'espèce cible du site, notamment la loutre. Cependant, cette dernière n'a pas été détectée sur les plans d'eau où elle avait été observée (projet 3). Le nombre d'occurrences pour chaque espèce de mammifère semi-aquatique

Tableau 4 Projet 2 : différence de détection selon les espèces.

Nom scientifique	Nom vernaculaire	Nombre d'occurrences sur les 3 réplicats temporels pour un secteur donné						
		Aucune occurrence	1 occurrence		2 occurrences		3 occurrences	
Arvicola sapidus	Campagnol amphibie	4	4	25 %	2	13 %	10	63 %
Castor fiber	Castor d'Eurasie	20						
Galemys pyrenaicus	Desman des Pyrénées	20						
Lutra lutra	Loutre d'Europe	10	8	80 %	2	20 %		0 %
Mustela lutreola	Vison d'Europe	20						
Mustela putorius	Putois d'Europe	20						
Myocastor coypus	Ragondin	0		0 %	1	5 %	19	95 %
Neomys fodiens	Crossope aquatique	13	5	71 %	1	14 %	1	14 %
Neovison vison	Vison d'Amérique	18	2	100 %		0 %		0 %
Ondatra zibethicus	Rat musqué	7	2	15 %	2	15 %	9	69 %
Procyon lotor	Raton laveur	20						
Rattus norvegicus	Rat surmulot	3	2	12 %	2	12 %	13	76 %

dans le projet 2 est donné dans le ***tableau 4***. Le campagnol amphibie, le ragondin, le rat musqué et le rat surmulot présentent un bon taux de détection ; ils sont détectés dans la majeure partie des échantillons lors des trois réplicats temporels (projet 2). Par contre, la loutre d'Europe, le vison d'Amérique et la crossope aquatique sont détectés de manière plus aléatoire sur ces réplicats.

Avec le protocole mis en œuvre, la méthode de « Metabarcoding ADNe » permet donc à première vue de bien détecter les espèces de rongeurs, mais semble plus limitée pour la détection des carnivores. Cette différence de détectabilité pourrait s'expliquer par leurs densités respectives. Par essence, les proies sont plus nombreuses que les prédateurs, ce qui explique que leur ADN soit plus facilement détectable. De plus, certaines espèces comme la loutre d'Europe ou le vison d'Amérique possèdent des domaines vitaux de plusieurs kilomètres de réseau hydrographique (Larivière, 1999 ; Kuhn & Jacques, 2011), et sont donc parfois absentes d'un site donné pendant plusieurs jours. L'ADN étant amené à se dégrader au cours du temps, si l'espèce n'était pas présente sur le site lors de l'échantillonnage ou bien au cours des heures voire des jours précédents (à notre connaissance, aucune étude scientifique n'a encore été réalisée sur la persistance de l'ADN de mammifères dans l'eau), son ADN ne pourra pas être détecté dans le milieu.

Par exemple, sur l'un des bassins versants, la loutre est détectée sur le secteur 3 au premier passage, sur le secteur 1 au deuxième passage et sur le secteur 2 au troisième passage. Cette détection successive sur trois secteurs du même bassin versant pourrait s'expliquer par un déplacement du ou des individus présents entre les trois passages. On observe le même phénomène sur un second bassin versant pour la loutre et le vison d'Amérique.

L'absence de détection de la loutre sur une zone où elle est bien établie et où elle a été observée pendant les prélèvements (projet 3) soulève cependant des questions. Cette espèce libère peut-être tout simplement trop peu d'ADN pour être détectée systématiquement. La détectabilité est peut-être variable aussi en fonction de la période d'échantillonnage, notamment l'hiver dans des eaux froides. Cette hypothèse est étayée par des résultats similaires (moins bonnes détections ou absence de détection) observés en hiver sur les poissons.

Une méthode non applicable en l'état pour inventorier le vison d'Europe à large échelle

Dans le projet 2, la méthode de « Metabarcoding ADNe » a permis de détecter l'espèce cible sur un seul des cinq bassins versants. Dans ce bassin, le vison d'Amérique a été détecté dans deux échantillons sur 12, correspondant à deux secteurs différents et à deux passages différents. Il s'agit d'une espèce qui peut atteindre des densités plus importantes dans la nature que le vison d'Europe et le putois, ce qui pourrait expliquer pourquoi il a été mieux détecté, les deux autres espèces n'ayant jamais été contactées au cours de l'étude. À ce sujet, des tests effectués en utilisant des animaux captifs ont validé la détection du vison d'Europe au travers des marqueurs génétiques et des bases de références utilisées lors de cette étude.

La détection de ces trois espèces par la méthode de « Metabarcoding ADNe » reste cependant trop faible avec le protocole d'échantillonnage utilisé pour que cette méthode puisse être appliquée dans le cadre du PNA vison d'Europe.

L'ADN de certaines espèces est très localisé

Sur le site n° 2 du projet 3, quatre espèces ont été détectées sur les 10 échantillons localisés autour du plan d'eau : le campagnol amphibie, le ragondin, le rat musqué et le rat surmulot ; alors que seules deux espèces ont été détectées dans les trois échantillons standards (mélange de prélèvements répartis autour du site) : le ragondin et le rat surmulot (***tableau 5***). La non-détection du



▲ *Projet 3 : les résultats obtenus sur le rat musqué (photo) et le surmulot confirment que l'ADN peut être très localisé sur un site et qu'il faut multiplier les prélèvements d'échantillons pour optimiser la détection des mammifères semi-aquatiques.*

campagnol amphibie et du rat musqué dans les échantillons standards est attribuée à un effet de dilution, ces espèces passant sous le seuil de détectabilité avec cette méthode.

La répartition de l'ADN du rat musqué et du rat surmulot sur le site n'est pas étonnante (respectivement au niveau du point 5 et des points 3 à 5). En effet, des reliefs de repas de rat musqué ont été observés au niveau des points 5 et 6, et le rat surmulot est connu pour sa présence proche des habitations, ce qui est le cas entre les points 3 et 5.

Ces résultats confirment que l'ADN peut être très localisé en milieu clos et qu'il est important de faire des prélèvements réguliers tout autour du plan d'eau, afin de maximiser les chances de détection d'espèces de mammifères semi-aquatiques. Sur des étendues de plusieurs hectares, il est également essentiel d'utiliser plusieurs kits d'échantillonnage pour couvrir au mieux le périmètre du site étudié et éviter l'effet dilution de l'ADN. L'utilisation d'un bateau-drone préleveur pourrait être envisagée, afin de réaliser un échantillonnage en continu tout autour de la zone d'étude et d'augmenter le volume d'eau filtré.

Bilan

La plupart des techniques d'inventaire dites « classiques », utilisées en routine pour les 12 espèces de mammifères semi-aquatiques ciblées, utilisent la recherche d'indices de présence (crottes, reliefs de repas, traces) dont la détectabilité est extrêmement variable selon les espèces.



▲ *Il est possible que la détectabilité des espèces par l'ADNe soit plus faible en fonction de la période d'échantillonnage, notamment en hiver dans les eaux froides.*

Tableau 5 Projet 3 : liste des espèces de mammifères semi-aquatiques détectées dans chaque échantillon du site n° 2 et nombre de séquences ADN associées.

Nom scientifique	Nom vernaculaire	Site 2		
		Réplicat 1	Réplicat 2	Réplicat 3
		SPY1600049	SPY1600050	SPY1600051
Arvicola sapidus	Campagnol amphibie			
Castor fiber	Castor d'Eurasie			
Galemys pyrenaicus	Desman des Pyrénées			
Lutra lutra	Loutre d'Europe			
Mustela lutreola	Vison d'Europe			
Mustela putorius	Putois d'Europe			
Myocastor coypus	Ragondin	46 867	30 138	
Neomys fodiens	Crossope aquatique			
Neovison vison	Vison d'Amérique			
Ondatra zibethicus	Rat musqué			
Procyon lotor	Raton laveur			
Rattus norvegicus	Rat surmulot		25 738	

Nom scientifique	Nom vernaculaire	Site 2									
		Prélèvement 1	Prélèvement 2	Prélèvement 3	Prélèvement 4	Prélèvement 5	Prélèvement 6	Prélèvement 7	Prélèvement 8	Prélèvement 9	Prélèvement 10
		SPY1600039	SPY1600040	SPY1600041	SPY1600042	SPY1600043	SPY1600044	SPY1600045	SPY1600046	SPY1600047	SPY1600048
Arvicola sapidus	Campagnol amphibie							11 047			
Castor fiber	Castor d'Eurasie										
Galemys pyrenaicus	Desman des Pyrénées										
Lutra lutra	Loutre d'Europe										
Mustela lutreola	Vison d'Europe										
Mustela putorius	Putois d'Europe										
Myocastor coypus	Ragondin	53 060		5 921		102 836	54 090	95 495	92 778	65 723	50 119
Neomys fodiens	Crossope aquatique										
Neovison vison	Vison d'Amérique										
Ondatra zibethicus	Rat musqué					1 912					
Procyon lotor	Raton laveur										
Rattus norvegicus	Rat surmulot			17 933	1 145	429					

Ainsi, trois groupes d'espèces peuvent être distingués :

- les espèces relativement faciles à identifier sur un site par un inventaire classique avec des indices de présence : c'est le cas du castor d'Eurasie, de la loutre d'Europe et du ragondin. Pour ces espèces, l'utilisation de l'ADNe n'apportera que peu d'informations complémentaires dans le cadre de suivis spécifiques, dans l'état actuel des développements. En effet, pour le castor d'Eurasie et le ragondin, les indices sont très faciles à trouver. Pour la loutre d'Europe, l'approche « Metabarcoding ADNe » aurait pu apporter des informations sur des secteurs nouvellement colonisés, mais la détectabilité de l'espèce par cette approche reste aléatoire à l'heure actuelle et des tests complémentaires doivent être effectués ;
- les espèces pour lesquelles la détectabilité par des indices de présence est plus faible : c'est le cas du campagnol amphibie, du raton laveur, du rat musqué, du rat surmulot et du desman des Pyrénées. Au vu des résultats, l'utilisation de l'approche « Metabarcoding ADNe » permettrait d'apporter des éléments de connaissance sur la répartition de ces espèces (ce qui a déjà été le cas pour le suivi du campagnol amphibie en France), mais l'unique test effectué en milieu lentique sur le desman ne s'est pas révélé concluant ;
- les espèces les plus élusives, très difficiles à identifier sur le terrain (indices de présence impossibles à attribuer avec certitude) : vison d'Europe, putois, vison d'Amérique et crossope aquatique (confusion avec la crossope de Miller). Pour les trois premiers, la détectabilité par la méthode « Metabarcoding ADNe » est très faible (seul le vison d'Amérique a été détecté dans le cadre de cette étude). Pour la crossope aquatique, cette étude pilote ne permet pas de conclure sur sa détectabilité car la présence de l'espèce n'était pas certifiée sur les deux sites sélectionnés. Lors de notre étude, elle a néanmoins été détectée par ADNe sur des sites où elle n'avait pas été observée. Pour ces espèces, les protocoles d'échantillonnage doivent donc encore être testés et améliorés.



▲ *La détectabilité des espèces les plus discrètes à partir de l'ADN environnemental est encore très faible ; les protocoles d'échantillonnage demandent à être améliorés (photo : loutre).*

Conclusion

La méthode « Metabarcoding ADNe » est une approche adaptée pour le suivi spécifique de certaines espèces de mammifères semi-aquatiques (notamment les rongeurs). Bien que son efficacité soit plus faible, cette approche permet également d'acquérir des données sur la répartition d'autres espèces de mammifères semi-aquatiques lorsqu'elle est utilisée dans le cadre d'inventaires généralistes. En effet, à partir d'un même échantillon, des analyses peuvent être faites pour plusieurs groupes taxonomiques (amphibiens, poissons, mammifères semi-aquatiques), ce qui fait de l'approche ADNe un outil de veille écologique important. De plus, de par leur protocole d'échantillonnage facile à mettre en œuvre, les prélèvements peuvent être réalisés par des personnes aux profils variés (experts, généralistes, bénévoles…) pour la mise en place d'inventaires à grandes échelles. Il est néanmoins trop tôt pour envisager son déploiement pour les espèces les plus élusives, pour lesquelles le besoin est le plus important à l'heure actuelle.

Remerciements

Merci à toutes les personnes ayant participé à la récolte des échantillons sur le terrain : les services départementaux, Pauline Filliol, Gus Lyon et Paul Hurel pour l'ONCFS ; Philippe Jourde (LPO) ; Tiit Maran (Tallinn Zoo) ; Frédéric Blanc (CEN Midi-Pyrénées) ; les personnels du Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà. ●

Bibliographie

- AFB. 2018. L'ADN environnemental au service de la biodiversité : premier état des lieux. *Les rencontres* n° 52. 4 p. http://www.onema.fr/seminaire-adn-environnemental-2017.
- Civade, R., Dejean, T., Valentini, A., Roset, N., Raymond, J.-C., Bonin, A, Taberlet, P. & Pont, D. 2016. Spatial Representativeness of Environmental DNA Metabarcoding Signal for Fish Biodiversity Assessment in a Natural Freshwater System. *PLoS ONE* 11(6): e0157366. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0157366.
- Dejean, T., Valentini, A., Duparc, A., Pellier-Cuit, S., Pompanon, F., Taberlet, P. & Miaud, C. 2011. Persistence of Environmental DNA in Freshwater Ecosystems. *PLoS ONE* 6(8): e23398.
- Dejean, T., Valentini, A., Miquel, C., Taberlet, P., Bellemain, E. & Miaud, C. 2012. Improved detection of an alien invasive species through environmental DNA barcoding: the example of the American bullfrog *Lithobates catesbeianus*. *Journal of Applied Ecology* 49: 953-959.
- Kuhn, R. & Jacques, H. 2011. La loutre d'Europe. *Encyclopédie des carnivores de France, fascicule 8*. SFEPM. 72 p.
- Larivière, S. 1999. Mustela vison. American Society of Mammalogist. *Mammalian Species* 608: 1-9.
- Valentini, A., Taberlet, P., Miaud, C., Civade, R., Herder, J., Thomsen, P. F., Bellemain, E., Besnard, A., Coissac, E., Boyer, F., Gaboriaud, C., Jean, P., Poulet, N., Roset, N., Copp, G.H., Geniez, P., Pont, D., Argillier, C., Baudoin, J., Peroux, T., Crivelli, A. J., Olivier, A., Acqueberge, M., Le Brun, M., Møller, P. R., Willerslev, E. & Dejean, T. 2016. Next-generation monitoring of aquatic biodiversity using environmental DNA metabarcoding. *Molecular Ecology* 25: 929-942.

Les grands félins en Guyane,
entre gestion des conflits et amélioration des connaissances

▲ *Jaguar femelle équipée d'un collier GPS dans le cadre de l'étude.*

Les conflits entre l'homme et les grands prédateurs ne sont pas l'apanage de la métropole. En Guyane, cette problématique touche aussi bien les éleveurs que les particuliers dont les animaux domestiques peuvent être victimes des grands prédateurs, principalement le jaguar et plus rarement le puma. Les travaux menés par l'ONCFS afin de mieux comprendre et de remédier à ces conflits ont mis en exergue le peu de connaissances sur les grands félins en Guyane. Compréhension, gestion des conflits et amélioration des connaissances ont donc été menées de front. Voici les résultats issus des six premières années de travail.

Rachel Berzins, Matthis Petit

ONCFS, Délégation interrégionale Outre-Mer, Cellule technique Guyane – Guyane.

Contact : rachel.berzins@oncfs.gouv.fr

Située entre le Brésil et le Suriname, au nord-est du continent sud-américain, la Guyane est un territoire de 84 000 km² recouvert à 95 % de forêt. La frange littorale couvre 8 % du territoire et concentre plus de 95 % de la population guyanaise (ONF Guyane, 2013), à la démographie galopante – l'INSEE prévoit un doublement de la population dans les 25 années à venir. L'ensemble de ce territoire est néanmoins occupé par une faune riche et variée, qui doit s'adapter aux modifications de son habitat originel. En effet, l'extension des surfaces agricoles et urbaines grignote et fragmente petit à petit l'habitat des espèces animales, alors forcées de partager leur territoire avec les hommes. Cette promiscuité peut générer des conflits, notamment avec les deux grands prédateurs que sont, en Guyane, le jaguar et le puma. Contraints de s'adapter aux diverses pressions anthropiques, ils s'attaquent parfois aux animaux domestiques et subissent en retour des représailles. La Cellule technique Guyane de l'ONCFS a initié un projet de recherche pour étudier ces conflits homme-prédateurs. Il vise à améliorer les connaissances sur les grands félins de Guyane pour mieux comprendre l'origine des conflits et les facteurs favorables à leur apparition, et à proposer des moyens de prévenir les attaques sur les animaux domestiques.

L'historique du projet

Les premières interventions référencées par l'ONCFS remontent à 2006. À l'époque, les cas d'attaques de félins sur les animaux domestiques signalés à sa Brigade mobile d'intervention étaient rares et ne faisaient l'objet que d'une intervention annuelle au maximum. Une cage était installée pour tenter de capturer et de délocaliser l'animal. Entre 2011 et 2012, le nombre de signalements a augmenté et déclenché une dizaine d'interventions par an. Dans au moins deux cas, les animaux piégés et délocalisés sont revenus sur le lieu de leur capture, démontrant que les distances de relâcher

n'étaient pas suffisantes. Face à ce constat et à cette recrudescence du nombre d'attaques, la Cellule technique Guyane de l'ONCFS a initié une étude financée par la Direction de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DEAL). Ses objectifs sont de mieux comprendre les causes de ces attaques, de quantifier les pertes et de déterminer l'efficacité de la méthode de délocalisation.

Des questionnaires d'enquêtes pour dresser un état des lieux

Pour répondre aux questions posées par l'étude, nous avons établi un questionnaire d'enquête, complété systématiquement avec les propriétaires des animaux victimes d'attaques de grands félins.

La quantification des attaques

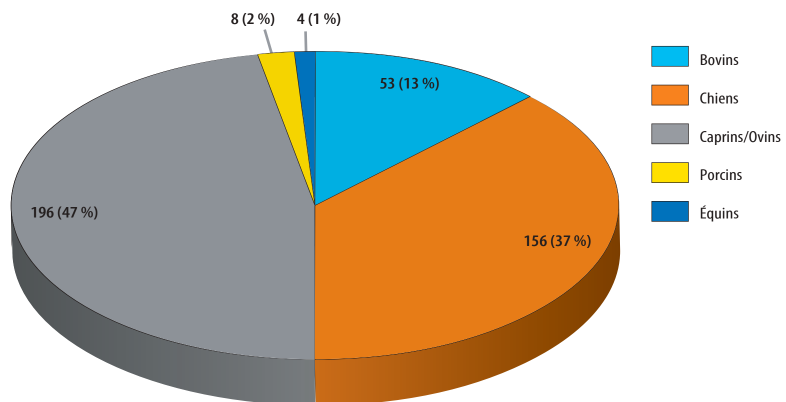
Les résultats des enquêtes menées de septembre 2010 à décembre 2017 montrent que les attaques de grands félins font le plus de victimes chez les ovins et les caprins, suivis de près par les chiens (*figure 1*). Le nombre de victimes parmi les bovins est beaucoup moins élevé, et les pertes sont très occasionnelles sur les porcs et les chevaux. Les ovins et les caprins, qui circulent en troupeau, ont un mouvement de panique lors d'une attaque, ce qui peut augmenter le nombre de victimes directes et collatérales. Les pertes sont moins importantes quand il s'agit d'attaques de chiens car ils sont plus souvent seuls et isolés. En revanche, la tendance s'inverse si l'on s'intéresse aux nombres d'attaques et non aux nombres de victimes : les attaques sur les chiens sont plus fréquentes que celles ciblant des ovins ou des caprins (*figure 2*).

Cependant, les données collectées par l'ONCFS ne sont pas exhaustives car elles sont issues d'informations remontées volontairement par les propriétaires des animaux. L'absence de mesures de compensation n'engage vraisemblablement pas les éleveurs à nous faire part de leurs pertes, puisque nous avons des échos du milieu rural indiquant que les dégâts sont probablement plus importants, aussi bien en ce qui concerne le nombre d'animaux domestiques prédatés que celui des grands félins tués en représailles.

Aussi, l'ONCFS s'est récemment rapproché de la Chambre d'agriculture de Guyane qui, *via* les établissements d'élevage, identifie et assure la traçabilité des bovins. Sur la même période (2010 à 2017), ces données montrent deux fois plus d'attaques sur bovins imputées aux grands félins que ce que les remontées volontaires d'informations permettaient de conclure. En sept ans, il y aurait eu en fait 111 bovins, jeunes et adultes confondus, victimes du jaguar, contre les 52 cas que nous avions pu recenser *via* les témoignages spontanés.

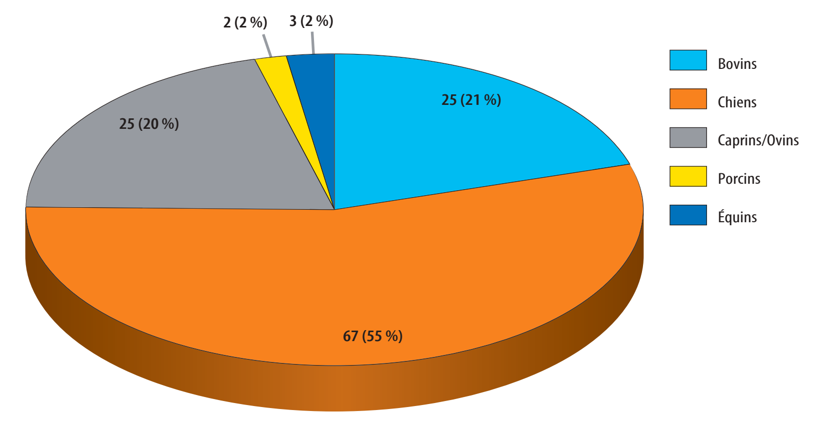
Il est fort vraisemblable que cette tendance soit transposable aux autres catégories d'animaux d'élevage, particulièrement les caprins et ovins ; mais la Chambre d'agriculture ne dispose pas d'un tel registre pour ces espèces. Nous nous efforçons actuellement, avec l'aide de regroupements d'éleveurs et de la Direction de l'alimentation, de l'agriculture et de la forêt (DAAF), de compléter nos données afin d'avoir l'image la plus représentative possible des conflits homme-félins existant sur le territoire. À force de discussions et de communication sur le sens de notre démarche, les données arrivent au compte-gouttes. Nous ne cherchons ni à condamner les personnes qui prennent des mesures radicales pour remédier aux problèmes, ni à blâmer celles qui ne font pas remonter les témoignages d'attaques de félins ; nous cherchons à quantifier le plus justement possible la réalité des attaques de félins sur le territoire, afin de trouver des mesures de prévention et d'alerter les services publics concernés.


Figure 1 Nombre de victimes dans les différentes catégories d'espèces domestiques.



Source : enquêtes ONCFS de septembre 2010 à décembre 2017.

Figure 2 Nombre d'attaques sur les différentes catégories d'animaux domestiques.



Source : enquêtes ONCFS de septembre 2010 à décembre 2017.



Quelles sont les caractéristiques dégagées ?

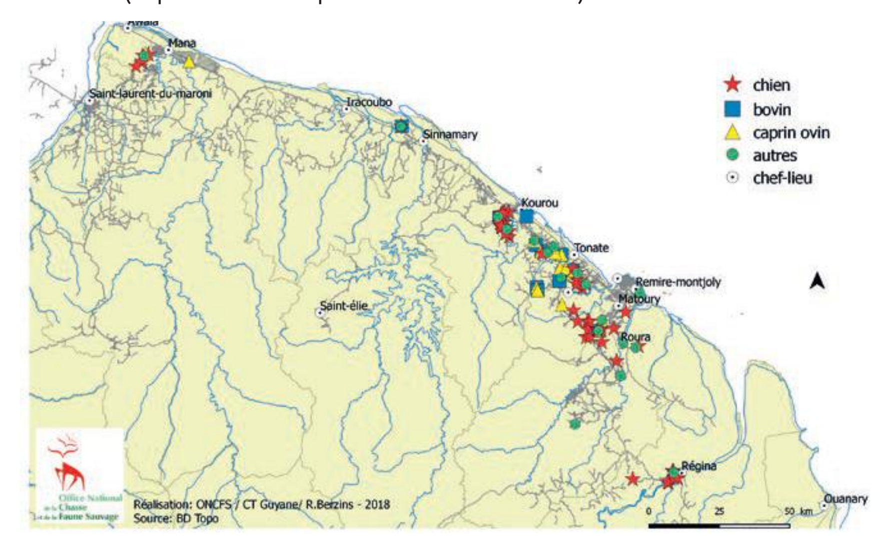
Les attaques ont lieu majoritairement la nuit et quasi systématiquement lorsqu'elles concernent des chiens. Pour les animaux d'élevage, il est parfois plus difficile de déterminer l'heure à laquelle elles sont survenues. Les éleveurs constatent que des animaux manquent à l'appel lorsqu'ils rejoignent leurs troupeaux et découvrent, parfois, les restes d'une victime.

Le manque de mesures de protection du cheptel est l'une des raisons principales pour expliquer ces attaques. Les éleveurs ne peuvent pas surveiller leurs troupeaux en permanence étant donné l'étendue des exploitations. La nuit venue, quand les animaux sont rentrés, les structures de protection sont trop souvent précaires et rarement hermétiques à l'intrusion des prédateurs.

La localisation des attaques

En compilant l'ensemble des sources d'information (enquêtes ONCFS et Chambre d'agriculture), nous avons

Figure 3 Localisation des attaques de grands félins recensées sur les différentes proies domestiques (enquêtes ONCFS de septembre 2010 à décembre 2017).





▲ *La proximité immédiate de la forêt favorise la présence des grands prédateurs près du bâti, et par suite leurs attaques sur les animaux domestiques.*



▲ *Arrêt d'un jaguar devant une cage-piège. Il peut s'écouler plusieurs mois avant que l'animal n'ose entrer dans la cage et soit capturé.*

répertorié 144 sites d'attaques sur tous types d'animaux domestiques le long de la frange littorale. L'ONCFS a géo-référencé 107 de ces sites (*figure 3*) ; ils se trouvent principalement sur des territoires artificialisés (46,1 %), et plus particulièrement sur des zones végétalisées entrecoupées d'habitations individuelles (36,2 %) – (ONF Guyane, 2013). La proximité immédiate de la forêt favorise en grande partie la présence des prédateurs près du bâti.

Des tentatives de délocalisation

L'arrêté préfectoral des quotas de chasse du 11 avril 2011 interdit le prélèvement de jaguars et de pumas. Néanmoins, en cas d'attaques répétées sur des animaux domestiques, les agents publics autorisés peuvent procéder à la capture de l'animal en cause et à son déplacement. Cette législation nous a conduits à installer des cages-pièges de façon quasi systématique de 2012 à 2014. Les multiples tentatives (près de 80 cages-pièges armées pendant des durées variables) nous ont permis de constater que le type d'exploitation déterminait en grande partie le succès de la capture. Les grandes exploitations où les animaux circulent librement durant la journée à l'écart des installations humaines ne sont pas favorables, et la pose d'une cage-piège dans ces vastes zones ouvertes n'a jusqu'à présent jamais abouti à une capture. En revanche, le taux de captures augmente dans des zones plus confinées et à proximité d'habitations humaines, lorsque la configuration du bâti oblige le félin à suivre un parcours spécifique pour s'approcher des proies convoitées. L'éleveur est en charge de l'armement de la cage et participe activement au processus de capture. Il doit faire preuve de patience car l'animal peut passer plusieurs fois avant d'oser entrer dans la cage-piège. La capture peut prendre plusieurs mois, durant lesquels l'assiduité et la régularité dans l'armement des cages sont indispensables. Depuis 2012, ce dispositif a abouti à la capture de 6 animaux, dont trois ont pu être équipés de colliers GPS. Le premier a perdu son collier au bout de 12 jours, mais les suivants ont apporté les premiers résultats sur l'efficacité de la délocalisation.

Un succès !

En avril 2015, une femelle jaguar de 50 kg a été capturée après 4 mois d'efforts de la propriétaire du terrain où bovins, chèvres, volailles et chiens avaient été tués. Cette femelle a été délocalisée à près

de 90 km à vol d'oiseau de son lieu de capture, sur une piste forestière d'où elle a très rapidement rejoint le littoral. Elle était accompagnée d'un jeune jaguar qui a été capturé 15 jours après et délocalisé au même endroit, afin de favoriser leurs retrouvailles. Après 5 mois, la femelle a établi un nouveau territoire d'environ 50 km² dans une zone constituée principalement de mangroves. Elle a utilisé des zones constituées à plus de 95 % de forêts et de milieux semi-naturels, ne s'aventurant que très rarement sur des territoires artificialisés et agricoles.

Un échec…

Le deuxième individu suivi et capturé était un mâle de 80 kg, capturé pour des raisons de sécurité publique car il était régulièrement observé sur un site très fréquenté. Ce mâle a été délocalisé à plus de 100 km, sur une piste forestière à l'est de la Guyane. Un mois plus tard, il avait regagné quasiment en ligne droite son domaine vital initial ! Le collier GPS nous a permis de suivre les déplacements de ce jaguar durant un an, dessinant un domaine vital de 200 km². Il n'est cependant jamais revenu à moins de 7 km du lieu même de sa capture. En recoupant le suivi GPS et le témoignage d'une éleveuse, nous avons eu la confirmation qu'après sa capture, ce mâle avait attaqué un cheptel bovin. D'après l'étude de l'habitat fréquenté par ce jaguar, il semble cependant que ce type de comportement était occasionnel dans la mesure où l'animal a occupé essentiellement des zones de type « forêts et milieux semi-naturels » (plus de 85 % des localisations), à l'écart des zones artificialisées ou agricoles (moins de 15 %).

Que sait-on sur le jaguar en Guyane ?

Peu de chose… Bien sûr, nous pouvons consulter les études scientifiques réalisées dans les pays voisins où les recherches sur la biologie et l'écologie des grands félins sont plus avancées. Toutefois, elles ne pourront pas nous affranchir d'une étude spécifique à la Guyane. La taille des domaines vitaux est dépendante de la disponibilité et de la répartition des ressources sur le territoire, qui dépendent elles-mêmes des caractéristiques et de l'impact des pressions anthropiques.

Le Centre national d'études spatiales (CNES), financeur de notre projet de recherche sur la grande faune guyanaise et de cette étude sur les grands félins, nous offre un accès illimité au Centre spatial guyanais (CSG), un terrain d'étude de 700 km², situé aux environs de Kourou. Ce territoire présente l'un des rares blocs forestiers encore préservés sur le littoral, offrant une zone témoin d'un milieu non impacté par l'homme. Les animaux sont cependant libres d'entrer ou de sortir de cet espace, qui ne présente aucune barrière infranchissable.

Le calcul d'une densité en zone littorale peu impactée

Nous avons démarré une étude sur la biologie et l'écologie du jaguar fin 2013 sur le CSG. Le CNES a financé l'achat de 72 pièges photographiques, afin de mettre en place un dispositif fiable et d'obtenir une estimation de densité (Tobler *et al.*, 2013). 36 stations de piégeage, constituées chacune de 2 pièges photographiques en vis-à-vis et espacées d'environ 3 km, ont été installées sur une zone de 320 km². Ce dispositif a permis d'identifier 17 jaguars adultes (10 femelles et 7 mâles), soit une densité estimée à 3,22 individus/100 km² (Petit *et al.*, 2017), et des domaines vitaux moyens de 282 km² pour les mâles et de 102 km² pour les femelles. Cette densité est proche de celle trouvée au Pérou (Tobler *et al.*, 2013), mais n'est peut-être pas représentative de toute la région côtière où les activités humaines telles que l'élevage, la chasse ou l'exploitation forestière ont un impact sur les communautés animales (Thoisy *et al.*, 2010).

Ces premières estimations ont permis de révéler le potentiel du CSG pour mettre en œuvre un ambitieux programme de capture de grands félins (jaguars et pumas), afin d'étudier leur biologie et leur écologie. La taille des domaines vitaux, l'utilisation spatio-temporelle de l'habitat ou encore le régime alimentaire sont autant de paramètres essentiels à explorer pour accéder à la compréhension de leur mode de vie. Ces analyses peuvent également fournir des éléments d'explication sur l'origine des attaques envers les animaux domestiques, afin de mieux les appréhender et prévenir autant que possible les pratiques à risques.

Des premières informations sur la taille des domaines vitaux

Des campagnes annuelles de piégeage intensif sont donc organisées depuis 2014 au CSG sur des périodes de 2 à 3 mois, afin de capturer des grands félins, de les équiper de colliers GPS et de les relâcher sur le lieu même de leur capture. Le travail s'effectue de jour comme de nuit, avec des tournées toutes les quatre heures pour éviter à un animal pris au piège d'y rester trop longtemps. Les résultats ne sont pas toujours à la hauteur des efforts consentis… Néanmoins, trois jaguars (une femelle et deux mâles) ainsi que deux pumas (mâles) ont été capturés. Seul le deuxième puma a pu être équipé d'un GPS, faute d'un collier adapté à la taille et au poids du premier.

Le suivi de la première femelle jaguar équipée n'a duré que 52 jours car elle est morte. L'examen de sa dépouille a révélé un impact au niveau de l'omoplate dont les séquelles l'ont vraisemblablement conduite à la mort. Nous supposons qu'il s'agit d'un acte de braconnage, ce qui concorderait avec l'analyse des localisations GPS. Suite à un passage près d'une piste, ses déplacements se sont subitement ralentis pour s'arrêter au bout de deux semaines. Ces 52 jours de traçage ont néanmoins permis de commencer à dessiner les contours de son domaine vital, qui couvrait au terme du suivi une surface d'environ 80 km².

L'année suivante, deux jaguars mâles étaient capturés et équipés à quinze jours d'intervalle. Ils ont pu être suivis pendant plus d'un an et nous avons retrouvé l'un des deux colliers grâce au signal VHF émis suite à son décrochement. Les domaines



▲ *Chapardage d'un canard de ferme par un jaguar.*

vitaux respectifs de ces deux jaguars, de jeunes mâles adultes, présentent des patterns bien différents. Celui du premier mâle est extrêmement étendu, avec plus de 1 200 km², sortant largement du territoire du CSG. Ses déplacements se sont d'abord concentrés dans une zone bien définie, qu'il a progressivement quittée au cours de l'année de suivi pour s'établir dans une autre zone. Même en ne prenant en compte que l'une ou l'autre des deux zones qu'il occupait, la taille de ce domaine est largement supérieure aux moyennes connues pour le jaguar. Peut-être était-il à la recherche d'un territoire où s'installer ? Le second mâle s'est en revanche cantonné dans une zone d'environ 200 km² sans franchir les limites du CSG, utilisant les routes comme frontières « naturelles » de son domaine. Le puma a occupé quant à lui un territoire un peu plus petit, occupant moins de 120 km².

La dernière étude en cours, le régime alimentaire

Le dernier volet qui vient compléter ce tableau de connaissances concerne le régime alimentaire des grands félins. Depuis 2014, nous collectons systématiquement toutes les crottes trouvées lors de nos sorties sur le terrain en vue d'analyser leur composition. L'échantillonnage est particulièrement important sur le CSG puisqu'il s'agit de notre principal terrain d'étude. Les individus capturés à l'intérieur de cet espace s'aventurent également en dehors et peuvent atteindre rapidement les territoires artificialisés qui le bordent. La génétique est un outil incontournable pour ce type d'analyse et particulièrement adapté à l'étude des espèces discrètes comme les félins des régions néotropicales. Nous nous sommes donc associés au Laboratoire de génétique de l'INRA-UMR Ecofog, qui nous a apporté ses compétences dans le cadre d'un stage de Master 2. L'objectif est de déterminer le régime alimentaire des grands félins et de voir dans quelle mesure les proies domestiques sont consommées. Dans un premier temps, nous devons déterminer l'espèce de félin concernée à partir des échantillons de crottes. La Guyane compte en effet 5 espèces de félins : le jaguar, le puma, l'ocelot, le jaguarondi et le chat margay, et la taille des crottes n'est pas un critère de distinction suffisant. Il faut donc analyser l'ADN présent dans les fèces pour identifier l'espèce. Une fois ces crottes triées par espèce, on peut lier chaque échantillon à un individu unique et savoir s'il s'agit d'une femelle ou d'un mâle. Cette première analyse a été réalisée sur près de 80 fèces collectées et a permis de détecter les trois plus grandes espèces de félins, à savoir jaguar, puma et le groupe ocelot/chat margay. Parmi les 20 crottes de jaguar, 3 mâles et 7 femelles ont pu être identifiés (Lefebvre, 2017). Les études par « Metabarcoding » seront réalisées en 2018 et concerneront plus de 150 échantillons. Cette méthode nous permettra de dresser la liste des espèces consommées, de connaître la proportion de proies domestiques dans chaque échantillon et la fréquence à laquelle celles-ci sont consommées. Nous pourrions également savoir si ces proies domestiques sont consommées par la majorité des grands félins ou s'il s'agit d'une spécialisation de quelques individus.

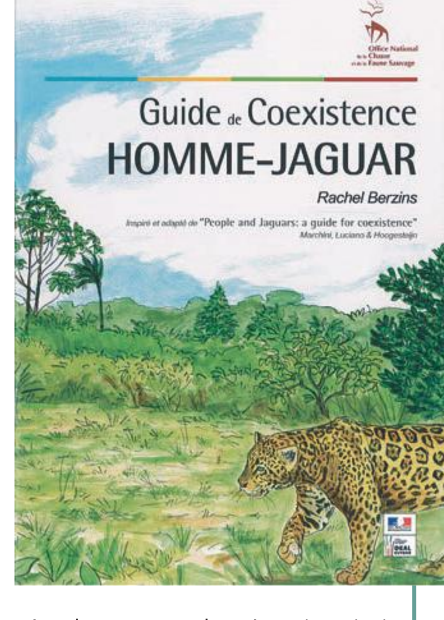
Conclusion

Les conflits entre l'homme et la faune sauvage n'épargnent aucun continent, touchent de nombreuses familles d'espèces et sont de plus en plus fréquents à travers le monde. Ceux existant entre l'homme et les grands prédateurs sont particulièrement connus car ils sont très médiatisés et marquent bien plus l'esprit que les principales causes de mortalité du bétail, telles que les maladies. La croissance démographique humaine conduit inexorablement à l'accroissement des interactions avec la faune sauvage, ce qui engendre une augmentation des conflits. L'anthropisation du milieu conduit à une transformation et à une perte progressive des habitats naturels, raréfiant la disponibilité des proies. La chasse, si elle n'est pas pratiquée de manière raisonnée, participe également à cette raréfaction. La baisse des proies naturelles du jaguar, comme le pécari à lèvres blanches, peut avoir comme conséquence une consommation plus importante de proies domestiques (Cavalcanti & Gese, 2010).



▲ *Équipe de la Cellule technique de l'ONCFS posant un collier GPS sur un jaguar capturé au Centre spatial guyanais.*

▶ Encadré • Favoriser la prévention



Les enquêtes menées par l'ONCFS dans le cadre des conflits existant entre l'homme et les grands félins ont permis de mettre en évidence deux grandes tendances :

- d'un côté, les attaques de chiens domestiques touchant singulièrement des particuliers installés en zones périurbaines, à proximité de la forêt, qu'on pourrait définir comme des installations « à la campagne » d'un point de vue métropolitain. Les chiens faisant plus souvent office de gardien que d'animal de compagnie vivent souvent à l'extérieur de la maison, en liberté ou non, et deviennent des proies facilement accessibles aux jaguars ;
- d'un autre côté, les attaques d'animaux d'élevage qui touchent principalement le cheptel caprin, ovin et bovin. Elles se concentrent sur des secteurs sensibles essentiellement voués à l'activité agricole, laquelle a petit à petit artificialisé le milieu originel, la forêt, premier habitat trouvé à proximité des installations. L'élevage guyanais est relativement hétérogène, avec une vingtaine de grandes exploitations agricoles de plusieurs centaines d'hectares où sont élevés de 100 à 500 bovins, et plusieurs centaines d'autres moins grandes qui présentent souvent une mixité d'animaux domestiques.

Le contexte ne permet pas toujours de confiner les animaux dans des enclos protégés, mais il s'avère que la mise en place de certaines mesures pourrait au moins réduire les probabilités d'attaques de félins. Afin d'informer la population guyanaise, un guide de coexistence homme-jaguar a été créé, édité et imprimé à 5 000 exemplaires, grâce à un financement de la DEAL qui subventionne le volet « conflit » de nos études. Ce guide présente des connaissances sur les espèces, la réglementation et suggère des mesures de prévention ainsi que des comportements à adopter face aux situations de conflit. Il est actuellement distribué dans toutes les boîtes aux lettres des sites ruraux et déposé en libre-service dans des lieux stratégiques comme la DAAF, la Chambre d'agriculture, les mairies ou encore les cabinets vétérinaires.

La conservation et la gestion d'une espèce ne peuvent être efficaces sans un minimum de connaissances sur les conditions de sa survie. En comprenant les raisons qui poussent les prédateurs à s'attaquer aux animaux domestiques, nous pouvons appréhender les conflits homme/faune sauvage de manière plus globale, en prenant en compte la biologie et l'écologie de l'espèce, ainsi que le contexte social et humain.

Nous avons l'opportunité en Guyane d'anticiper un phénomène qui n'a pas encore pris une ampleur démesurée, même s'il peut conduire à des situations personnelles dramatiques, particulièrement chez les éleveurs. C'est une course contre la montre pour acquérir des données de base sur la plupart des espèces qui peuplent le territoire guyanais. Une meilleure connaissance des prédateurs permettra d'anticiper l'accroissement des conflits et de préparer au mieux la population, afin qu'elle soit informée et se prépare à adopter dès à présent des mesures de prévention et de protection (encadré), seul moyen de coexistence possible.

Remerciements

Ces études ne pourraient se faire sans le soutien financier de la DEAL Guyane et du CNES, qui financent respectivement le volet « conflit » et le volet « connaissances ». Nous remercions le Zoo et le centre de soins de Guyane, qui ont toujours mis à notre disposition leur vétérinaire O. Bongard pour anesthésier les jaguars capturés chez les particuliers, ainsi que les trois vétérinaires M. Haraoui, C. Rodrigues et F. Grard qui ont participé activement aux campagnes de piégeage sur le CSG. Nous remercions également les éleveurs et particuliers qui ont permis la capture des jaguars délocalisés, ainsi que toutes les personnes qui ont participé aux enquêtes suite à l'attaque de leurs animaux. Merci à toutes les personnes qui ont participé aux campagnes de capture, personnels de l'ONCFS ou non, et en particulier à O. Rux, L. Gaillard, L. Proux, C. Lecordier, C. Zimmermann et L. Clément. Enfin, nous remercions C. Richard-Hansen (ONCFS) pour la relecture du document, son appui et son soutien à ce projet. ●

Bibliographie

- Cavalcanti, S.C. & Gese, E.M. 2010. Kill rates and predation patterns of jaguars (*Panthera onca*) in the southern Pantanal (Brazil). *Journal of Mammalogy* 91 (3): 722-736.
- https://doi.org/10.1644/09-MAMM-A-171.1
- Lefebvre, L. 2017. *A non-invasive ecological and genetic investigation on jaguars (Panthera onca) in French Guiana*. Rapport de Master 2.
- ONF Guyane. 2013. *Expertise littoral 2011. Occupation du sol et sa dynamique sur la bande côtière de la Guyane de 2005 à 2011*. ONF/MAAF. 69 p. + ann.
- Petit, M., Denis, T., Rux, O., Richard-Hansen, C. & Berzins, R. 2017. Estimating jaguar (Panthera onca) density in a preserved coastal area of French Guiana. *Mammalia* 82 (2): 188-192. https://doi.org/10.1515/mammalia-2016-0150.
- Tobler, M. & Powell, G.V.N. 2013. Estimating jaguar densities with camera traps : problems with current designs and recommendations for future studies. *Biological Conservation* 159: 109-118.
- Thoisy (de), B., Richard-Hansen, C., Goguillon, B., Joubert, P., Obstancias, J., Winterton, P. & Brosse, S. 2010. Rapid evaluation of threats to biodiversity : human footprint score and large vertebrate species responses in French Guiana. *Biodiversity & Conservation* 19: 1567-1584.
- https://doi.org/10.1007/s10531-010-9787-z.

Tenir compte de la dimension humaine dans la gestion des conflits homme – grands carnivores : **le cas de l'ours brun dans les Pyrénées**



© C. Cabal/FDC 31/Équipe Ours

Ours photographié le 30 mars 2018 dans les Pyrénées.

Blaise Piédallu[1], Pierre-Yves Quenette[2], Nicolas Lescureux[1], Coralie Mounet[3], Maylis Borelli-Massines[2,3], Étienne Dubarry[2], Jean-Jacques Camarra[2], Olivier Gimenez[1]

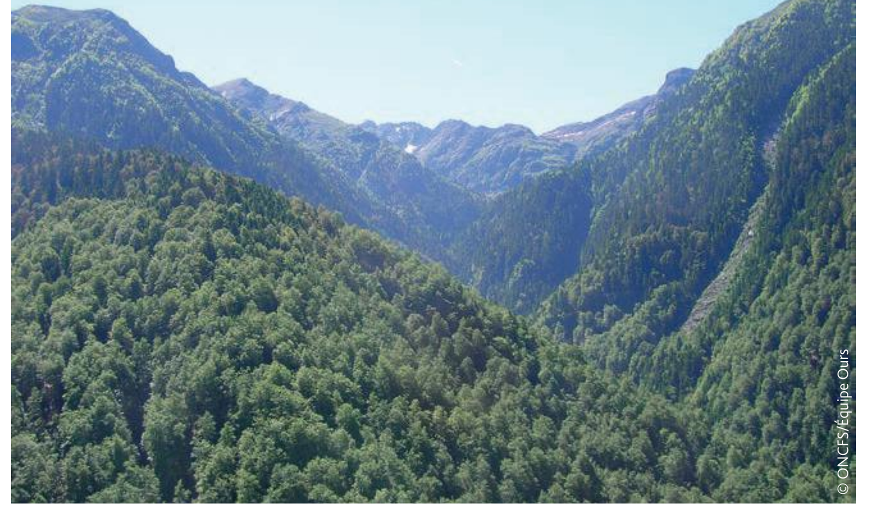
[1] CEFE UMR 5175, CNRS, Université de Montpellier, EPHE – 1919, route de Mende, 34293 Montpellier Cedex 5.
[2] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Prédateurs-animaux déprédateurs – Villeneuve-de-Rivière.
[3] UMR Pacte, Institut d'études politiques – BP 48, 38040 Grenoble Cedex 9.

Contact : pierre-yves.quenette@oncfs.gouv.fr

Les populations de grands carnivores en Europe, après avoir connu une forte régression jusqu'à la seconde moitié du vingtième siècle, sont globalement en croissance. Ce retour entraîne de nombreuses interactions avec diverses activités humaines (élevage, chasse, écotourisme, exploitation forestière…). Ces relations homme-animal sont la source de conflits entre différents groupes humains qui s'opposent sur la présence de ces espèces. Dès lors, la prise en compte d'éléments relevant des sciences humaines, au côté des sciences de la nature, est essentielle à la mise en place d'une politique de conservation de ces espèces.

Le maintien et la restauration de populations viables de grands carnivores dans un paysage anthropisé sont un objectif de l'Union européenne pour la préservation de la biodiversité en Europe. Mais les conflits avec certaines activités humaines et les exigences écologiques de ces espèces constituent un défi majeur pour atteindre cet objectif.

Au début des années 1990, l'ours brun est au seuil de l'extinction dans les Pyrénées, avec un effectif limité à quelques individus dans les Pyrénées occidentales. La France et l'Espagne, avec l'aide financière de l'Europe et en s'appuyant sur des structures locales (association ADET-Pays de l'ours dans les Pyrénées centrales et syndicat mixte-IPHB dans les Pyrénées occidentales), lancent dès 1993 un plan de restauration de l'espèce dans les Pyrénées. Parmi les différentes dispositions prises dans les plans d'action successifs, la réintroduction dans les Pyrénées centrales, entre 1996 et 2016, de 9 ours issus de Slovénie constituera une mesure phare.



▲ *Le vallon de Melles, en Haute-Garonne, où ont eu lieu les premières réintroductions d'ours.*

La dimension sociale, un point incontournable dans la gestion des relations humains-grands carnivores : quelle approche ?

Si l'écologie et le suivi de cette population d'ours bruns dans les Pyrénées ont fait l'objet de plusieurs études depuis les premières réintroductions, les questions sociales soulevées par la présence de l'ours ont par contre été peu investiguées. Des études qualitatives ont été menées pour comprendre les conflits, les controverses, les postures et les stratégies des acteurs face à la question de l'ours (Mermet, 2004). En revanche, aucune étude quantitative n'a été menée sur l'attitude des populations humaines face à cette situation. Or, approches qualitatives et quantitatives sont importantes à mener en parallèle ou successivement, car elles sont complémentaires et permettent de répondre à des objectifs d'études différents.

Les études qualitatives s'appuient notamment sur un corpus constitué d'observations et d'entretiens semi-directifs (questions ouvertes) avec les acteurs, faisant l'objet d'analyses du contenu des entretiens. Elles permettent de saisir les pratiques et les discours d'un nombre limité d'entre eux, explicatifs de leur posture.

Les études quantitatives visent un autre objectif : celui d'établir une photographie à un instant t de l'attitude globale des populations humaines, sur un nombre important d'enquêtés, permettant de réaliser des analyses statistiques. Elles s'appuient sur des réponses à des questionnaires (questions fermées) sur lesquelles sont analysées des corrélations statistiques entre différentes variables. Ainsi, l'étude des attitudes par rapport à la faune sauvage repose souvent sur des variables sociologiques telles que l'âge, le sexe, la connaissance de certaines données scientifiques sur l'écologie de l'espèce et le type d'activité professionnelle ou récréative – notamment quand ces activités sont en interaction directe avec la faune sauvage, comme l'élevage d'animaux domestiques, l'exploitation forestière, la chasse ou l'écotourisme.

Dans le cadre d'une thèse de doctorat dédiée à l'étude du conflit homme-nature autour de l'ours brun dans les Pyrénées (Piédallu, 2016), nous avons opté pour l'approche quantitative. Nous avons ainsi réalisé une enquête, entre les mois de juin et de septembre 2014, auprès des habitants des Pyrénées résidant dans des cantons sur lesquels la présence d'ours avait été détectée entre 2009 et 2013. L'objectif de cette étude était de décrire l'attitude des habitants des Pyrénées vis-à-vis de la présence des ours et de déterminer les paramètres sociodémographiques explicatifs, afin de mieux comprendre les facteurs de conflictualité.

Un questionnaire envoyé à 3 000 exemplaires aux habitants de « *la zone à ours* »

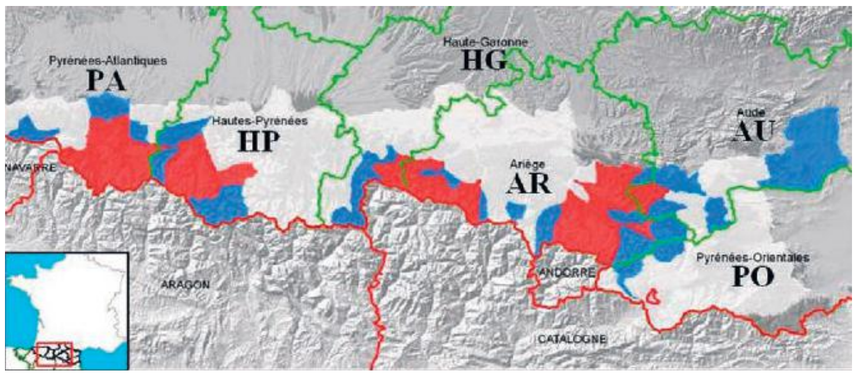
Pour cette étude, la « *zone à ours* » retenue a regroupé les zones de présence régulière, c'est-à-dire les versants du massif pyrénéen où la présence de l'espèce a été relevée au moins 3 années sur les 5 du suivi, et les zones de présence occasionnelle, où sa présence n'a été confirmée au maximum que 2 années sur les 5 (***figure 1***). Il est important de souligner que l'histoire récente de la présence de l'ours varie en fonction des départements. S'il a toujours existé dans les Pyrénées-Atlantiques, sa présence dans les autres départements résulte des réintroductions survenues en 1996, 1997 et 2006. De plus, il n'est plus présent dans les Pyrénées-Orientales et l'Aude depuis 2010 et 2011 respectivement, alors qu'il l'est de façon permanente depuis 1996 en Haute-Garonne et en Ariège, et depuis 2001 en Hautes-Pyrénées.

Le questionnaire a été distribué par courrier à 3 000 adresses sélectionnées aléatoirement dans des « *zones à ours* », en tenant compte pour chaque département de l'importance dans le temps et dans l'espace de la présence de l'animal. Il a aussi été distribué à la main au mois de juin 2014, en interrogeant directement des habitants concernés par la présence de l'ours. La rencontre directe sur le terrain avait pour objectif principal, mais non exclusif, de recueillir l'avis d'éleveurs pyrénéens.

Ce questionnaire s'inspire d'une étude réalisée en Croatie sur le loup (Majić & Bath, 2010) et a été adapté à la situation des Pyrénées avec l'aide des membres de l'équipe Ours de l'ONCFS. Il inclut 36 questions qui sont regroupées en 5 thèmes distincts : opinion vis-à-vis de « la présence de l'ours », « conservation et gestion des ours », « ours et chasse », « ours et pastoralisme », « ours et tourisme ». Il s'agit de questions fermées pour lesquelles le répondant doit choisir entre 5 niveaux de réponse pour les 4 premières, allant de « très défavorable » à « très favorable », et entre 7 niveaux de réponse pour les suivantes, allant de « absolument pas d'accord » à « tout à fait d'accord » (***encadré***).

Le questionnaire relève également des paramètres sociodémographiques qui peuvent influencer l'attitude et permettre

Figure 1 **Zones de présence de l'ours dans les Pyrénées françaises entre 2009 et 2013.**
En rouge : zones de présence régulière ; en bleu : zones de présence occasionnelle.
Les lignes en vert correspondent aux limites administratives des départements français, celles en rouge aux provinces espagnoles.



d'analyser les résultats. Il s'agit de l'âge, du sexe, du lieu de naissance, du niveau d'études et d'éléments de connaissance scientifique sur l'écologie de l'ours, du département de résidence et du fait d'être un éleveur ou non, un chasseur ou un pratiquant d'une autre activité récréative.

Tableau Bilan du nombre de questionnaires envoyés par courrier et retournés par département.

Département	64	65	31	09	11	66	TOTAL
Questionnaires expédiés	600	600	450	1 050	248	52	3 000
Expédiés en zone rurale	450	450	288	600			
Expédiés en zone urbaine	150	150	162	450			
Questionnaires complets retournés	89 (14,8 %)	101 (16,8 %)	84 (18,7 %)	175 (16,7 %)	29 (11,7 %)	8 (15,4 %)	486 (16,2 %)

Un taux de réponse similaire à celui qu'on observe dans d'autres enquêtes

Parmi les 3 000 questionnaires expédiés, 533 ont été retournés dont 486 étaient complets et ont été pris en compte, soit un taux de retour moyen de 16,2 %. Aucun biais de représentation n'a été détecté par rapport aux différents départements (***tableau***). Au total, en intégrant les 91 personnes interrogées directement sur le terrain, 577 personnes ont répondu à l'ensemble des questions.

Dans cet échantillon de 577 personnes, on constate toutefois une sur-représentation des hommes et des différences entre certaines classes d'âge (celle des moins de 30 ans est sous-représentée et celle des 50-69 ans est sur-représentée) par rapport à la population des Pyrénées. Parmi ces personnes, 93,2 % ont leur résidence principale dans la zone à ours, 54,1 % sont nées dans l'un des 6 départements concernés, 18,2 % sont éleveurs et 12,6 % pratiquent la chasse comme activité de loisir.

Des résultats comparables à ceux d'autres études portant sur cette thématique

Les résultats que nous avons obtenus confirment ceux d'autres études portant sur l'attitude des populations vis-à-vis des grands prédateurs. En effet, on constate que les variables « âge », « connaissance scientifique de la biologie de l'ours », « éleveur » et « chasseur » ont une influence sur l'attitude des personnes interrogées vis-à-vis de l'ours.

- **L'âge** : d'une façon générale, les personnes les plus jeunes ont une attitude plus favorable vis-à-vis des ours que les plus âgées, et ce, quel que soit le thème abordé dans le questionnaire. Néanmoins, parmi les éleveurs, les plus âgés ont une attitude moins négative à propos de l'impact potentiel de l'ours sur la chasse et la faune sauvage (thème « ours et chasse »), et on n'observe pas d'effet de l'âge sur la perception de l'impact que l'ours pourrait avoir sur les touristes (faire fuir ou attirer les randonneurs ou touristes – thème « ours et tourisme »).

- **La connaissance scientifique de l'écologie de l'ours** : les personnes qui possèdent des éléments de connaissance scientifique sur l'écologie de l'ours ont une attitude plus favorable à son égard.

- **Le fait d'avoir observé des indices ou un ours sauvage hors des Pyrénées** : cela est associé à une attitude positive vis-à-vis des ours.



▲ *On n'observe pas d'effet de l'âge sur le ressenti des randonneurs ou des touristes vis-à-vis de l'ours.*

- **Le fait d'être un éleveur/un chasseur** : ces deux catégories de gens ont des attitudes plus défavorables vis-à-vis des ours que les non-chasseurs et les non-éleveurs.

- **Le fait d'avoir subi des dommages causés par les ours** : les personnes qui ont été concernées par des dommages ont des attitudes plus défavorables que celles n'en ayant jamais subi.

Des résultats originaux montrant une hétérogénéité spatiale

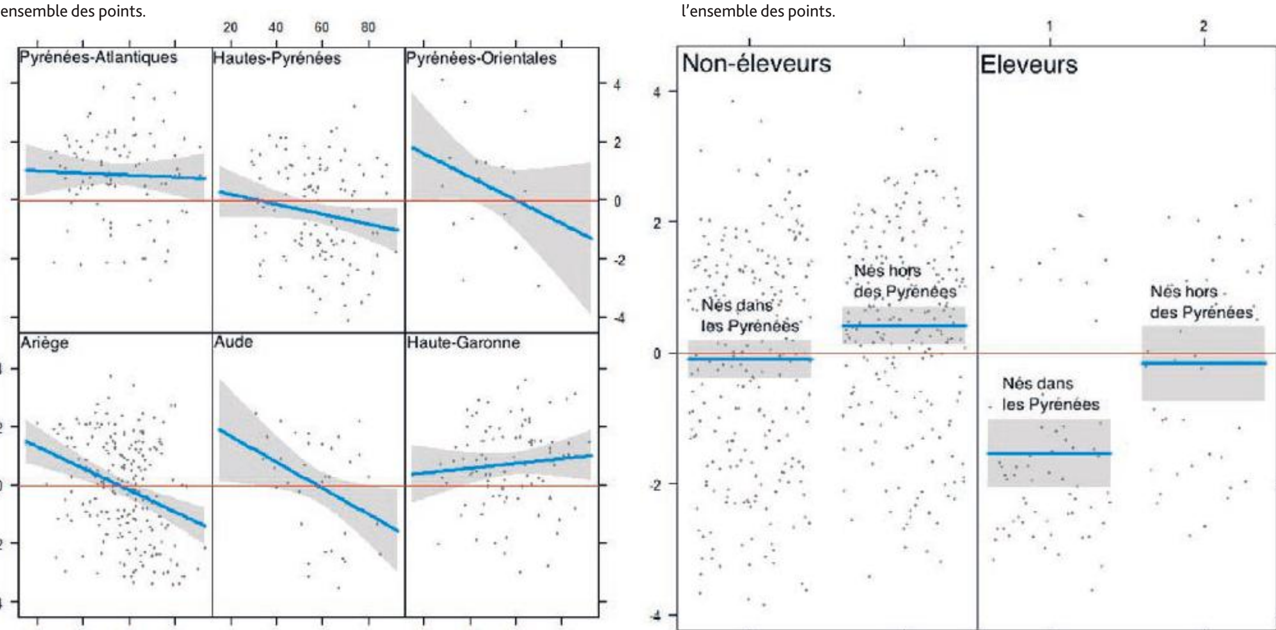
L'originalité de notre étude est la mise en évidence d'une importante influence de deux paramètres spatiaux sur l'attitude de la population humaine vis-à-vis des ours dans les Pyrénées, qui ne sont généralement pas pris en compte lors des études sociologiques sur l'environnement.

- **Le département de résidence :** les habitants des Pyrénées-Atlantiques et de la Haute-Garonne ont une attitude nettement plus favorable vis-à-vis des ours que ceux des Hautes-Pyrénées et, dans une moindre mesure, de l'Ariège (thème « opinion sur la présence des ours » – ***figure 2***). Les habitants de l'Aude et des Pyrénées-Orientales ont été moins ciblés par l'enquête et ont généralement montré des attitudes intermédiaires. Notons que la Haute-Garonne est le seul département où les personnes les plus âgées ont une attitude plus positive sur la présence de l'ours que les jeunes.

- **Le lieu de naissance :** les personnes nées dans les Pyrénées (c'est-à-dire dans l'un des 6 départements de la chaîne) ont une attitude plus défavorable vis-à-vis de la conservation de l'ours que les personnes nées ailleurs (thème « conservation et gestion des ours » – ***figure 3***). Cette différence est encore plus tranchée parmi les éleveurs.

Figure 2 **Influence du département de résidence et de l'âge sur l'attitude vis-à-vis des ours dans les Pyrénées.**
Chaque point correspond à une mesure de l'attitude vis-à-vis de la présence de l'ours : plus la valeur est élevée et plus l'attitude est favorable, et inversement. La ligne rouge correspond à une attitude neutre, la ligne bleue est la droite de régression pour l'ensemble des points.

Figure 3 **Influence du lieu de naissance et du fait d'être éleveur ou non sur l'attitude vis-à-vis des ours dans les Pyrénées.**
Chaque point correspond à une mesure de l'attitude vis-à-vis de la présence de l'ours : plus la valeur est élevée et plus l'attitude est favorable, et inversement. La ligne rouge correspond à une attitude neutre, la ligne bleue est la droite de régression pour l'ensemble des points.



Comment interpréter ces résultats ?

La convergence de nos résultats avec ceux obtenus par d'autres études dans d'autres contextes (Kazenscky *et al.*, 2004 ; Bath *et al.*, 2008 ; Majić & Bath, 2010 ; Majić *et al.*, 2011) suggère l'existence de processus sociaux communs dans la relation humains-grands carnivores. Ainsi, les variables concernant l'âge, la connaissance scientifique sur l'ours, le fait d'avoir subi des dommages d'ours, d'être éleveur ou chasseur ont une influence significative sur l'attitude des gens vis-à-vis des ours et influencent le niveau d'acceptation des grands carnivores (Kleiven *et al.*, 2004). Si le fait d'avoir déjà observé la présence de l'ours hors des Pyrénées peut être associé, pour une certaine catégorie sociale, à une meilleure connaissance de l'espèce et donc à une attitude positive envers elle, la connaissance basée sur l'expérience de terrain par les locaux mériterait d'être analysée pour examiner son influence sur les attitudes des Pyrénéens (Lescureux & Linnell, 2010 ; Lescureux *et al.*, 2011).

L'attitude neutre des habitants des Pyrénées-Orientales et de l'Aude peut s'expliquer par une présence réduite des ours dans ces départements, dont ils sont absents depuis 2010 et 2011 respectivement et où jamais plus de 2 individus n'ont été détectés. De plus, la présence récente du loup dans ces deux départements peut conduire à craindre davantage cet animal en raison des problèmes qu'il engendre pour le pastoralisme.

On observe une différence d'attitude entre les Pyrénées-Atlantiques et les Hautes-Pyrénées, alors que ces deux départements ont connu un niveau de présence de l'espèce similaire pendant la période d'étude, avec seulement 2 ours identifiés. L'attitude plus favorable dans les Pyrénées-Atlantiques pourrait s'interpréter comme une conséquence à la fois d'une habituation à l'animal, puisqu'il s'agit du seul département dans lequel des ours ont toujours résidé, et de la disparition récente (2004) de la dernière ourse autochtone (Cannelle) qui a marqué positivement les esprits des locaux.

Par contre, dans les Hautes-Pyrénées, l'espèce est revenue plus récemment et l'ourse Francka, réintroduite en 2006, y a causé d'importants dégâts qui ont probablement contribué à l'attitude moins favorable des habitants.

Enfin, la différence d'attitude entre les départements contigus de l'Ariège et de la Haute-Garonne, qui regroupent l'essentiel de la population ursine de la chaîne pyrénéenne, est plus difficile à interpréter. En premier lieu, la part de l'élevage dans l'économie locale est supérieure dans l'Ariège à celle de la Haute-Garonne, ce qui y rend le sujet plus sensible ; d'autant



▲ *Les éleveurs, comme les chasseurs, ont une perception plus négative de l'ours que les non-éleveurs et les non-chasseurs.*

que les ours sont présents sur une part plus importante du territoire ariégeois et que ce département concentre la majorité des dommages sur les troupeaux domestiques en estive. De plus, les réintroductions ont toutes eu lieu en Haute-Garonne (à une exception près), mais la population d'ours actuelle sur le versant français est majoritairement située en Ariège ; ce qui a pu faire naître une forme de sentiment d'injustice, de présence « subie » plus que « voulue » de l'ours, parmi les habitants locaux.

Enfin, la différence entre les personnes nées dans les Pyrénées ou hors des Pyrénées suggère une place non négligeable de l'environnement d'éducation dans l'attitude vis-à-vis des grands prédateurs tels que l'ours. Une personne née à proximité d'une zone de conflits peut être amenée à développer une attitude plus réservée vis-à-vis de la présence des ours qu'une personne qui aurait grandi sans y être exposée.



▲ *Dégâts d'ours sur un rucher. Les personnes qui ont eu à subir des dommages ont une attitude plus défavorable vis-à-vis de cet animal que celles n'en ayant jamais éprouvés.*

Que nous apportent ces résultats ?

Notre étude met en évidence qu'il y a une forte hétérogénéité spatiale dans l'attitude de la population résidant dans les Pyrénées vis-à-vis de l'ours. Il est donc indispensable d'en tenir compte dans l'analyse des relations humain-animal. Les différences spatiales observées pourraient permettre d'orienter la politique de conservation de l'espèce et d'adapter celle-ci en fonction des zones géographiques identifiées. Il semble également que les différences d'attitude peuvent évoluer au cours du temps et sont sensibles à des événements particuliers liés, par exemple, à des comportements individuels d'ours. Il serait donc intéressant de répéter ce type d'enquête pour examiner l'évolution de l'opinion.

Des analyses qualitatives basées sur des entretiens avec des acteurs locaux permettraient de compléter ce type d'étude, et de comprendre les mécanismes sous-jacents aux différences de perception et d'attitude des gens vivant dans les Pyrénées vis-à-vis de l'ours.

Remerciements

Nous tenons à remercier toutes les personnes ayant pris le temps de répondre à cette enquête, que ce soit par courrier ou directement, et en particulier tous les éleveurs et bergers concernés. Nous souhaitons également remercier toutes celles et ceux qui ont participé aux pliages et collages lors de l'envoi des questionnaires par courrier. Cette étude a été partiellement financée par l'Institut des sciences humaines et sociales du CNRS au travers de la Mission pour l'interdisciplinarité et la Société française d'écologie et d'évolution. ●

Bibliographie

- Bath, A.J., Olszanska, A. & Okarma, H. 2008. From a human dimensions perspective, the unknown large Carnivore : public attitudes toward Eurasian Lynx in Poland. *Human Dimensions of Wildlife* 13 h: 31-46.
- Kaczensky, P., Blazic, M. & Gossow, H. 2004. Public attitudes towards brown bears (*Ursus arctos*) in Slovenia. *Biological Conservation* 118: 661-674.
- Kleiven, J., Bjerke, T. & Kaltenborn, B.P. 2004. Factors influencing the social acceptability of large carnivore behaviours. *Biodiversity and Conservation* 13: 1647-1658. DOI : 10.1023/B :BIOC.0000029328.81255.38.
- Lescureux, N. & Linnell, J.D.C. 2010. Knowledge and perceptions of Macedonian hunters and Herders : the influence of species-specific ecology of bears, wolves, and lynx. *Human Ecology* 38: 389-399. DOI : 10.1007/s10745-010-9326-2.
- Lescureux, N., Linnell, J.D.C., Mustafa, S., Melovski, D., Stojanov, A., Ivanov, G. & Avukatov, V. 2011. The king of the forest. Local knowledge about European brown bears and implications for its conservation in contemporary Western Macedonia. *Conservation and Society* 9: 189-201. DOI : 10.4103/0972-4923.86990.
- Majić, A. & Bath, A.J. 2010. Changes of attitudes toward wolves in Croatia. *Biol. Conserv.* 143: 255-260. DOI : 10.1016/j.biocon.2009.09.010.
- Majić, A., Marino Taussig de Bodonia, A., Huber, D. & Bunnefeld, N. 2011. Dynamics of public attitudes toward bears and the role of bear hunting in Croatia. *Biol. Conserv.* 144: 3018-3027.
- Merrmet, L. 2004. Les grands prédateurs, cas d'école pour l'étude des dossiers environnement / agriculture et la conservation de la nature. p. 8-10 *in:* Benhammou, F., Baillon, J. & Senotier, J.-L. (éd.). 2004. La cohabitation homme / grands prédateurs en France (loup et ours) : enjeux didactiques pour la conservation de la nature et le développement durable ?, Actes du colloque du 21 et 22 mars 2004 au muséum d'Orléans. *Recherches Naturalistes en région Centre* n° 14. 215 p.
- Piédallu, B., Quenette, P.-Y., Mounet, C., Lescureux, N., Borelli-Massines, M., Dubarry, E., Camarra, J.-J. & Gimenez. O. 2016. Spatial variation in public attitudes towards brown bears in the French Pyrenees. *Biol. Conserv.* 197: 90-97. DOI : 10.1016/j.biocon.2016.02.027.
- Piédallu, B. 2016. *Approche intégrative de la gestion des conflits homme-nature : le cas de l'ours brun en France*. Thèse Doct., Univ. Montpellier. 115 p. + ann.

Encadré • Détails du questionnaire d'opinion sur la présence de l'ours dans les Pyrénées

Le questionnaire était organisé en 5 thèmes.

Thème 1 – Opinion vis-à-vis de « la présence de l'ours »

1. Laquelle des propositions décrit le mieux votre sentiment vis-à-vis de la présence de l'ours en France : totalement contre - plutôt contre - ni pour, ni contre - plutôt pour - totalement pour.
2. La présence d'ours dans les Pyrénées est selon vous quelque chose de : extrêmement négatif - plutôt négatif - neutre - plutôt positif - extrêmement positif.
3. La sauvegarde de l'ours en France est selon vous un sujet : complètement inutile - assez inutile - neutre - assez important - extrêmement important.
4. À l'idée de réintroduire des ours venant de Slovénie pour renforcer la population des Pyrénées si elle s'avérait non viable, vous seriez : extrêmement défavorable - plutôt défavorable – neutre - plutôt favorable - extrêmement favorable.

Sept niveaux de réponse étaient possibles pour chacune des 32 propositions suivantes : pas du tout d'accord - pas d'accord - plutôt pas d'accord - neutre - plutôt d'accord - d'accord - tout à fait d'accord.

Thème 2 – Opinion vis-à-vis de la « conservation et gestion des ours »

Il est important de maintenir une population d'ours afin que les générations futures puissent en profiter :

1. dans l'ensemble des Pyrénées ;
2. dans l'ouest des Pyrénées (Pyrénées-Atlantiques et Hautes-Pyrénées) ;
3. dans le centre et l'est des Pyrénées (Haute-Garonne, Ariège, Aude, Pyrénées-Orientales).
4. Il est important de maintenir une population d'ours dans les Pyrénées car l'ours y a toujours existé.
5. Nous devons nous assurer de la présence d'une abondante population d'ours pour les générations futures.

Que je parvienne ou non à voir un ours, il est important pour moi qu'ils existent :

6. dans l'ouest des Pyrénées (Pyrénées-Atlantiques et Hautes-Pyrénées) ;
7. dans le centre des Pyrénées (Haute-Garonne et Ariège) ;
8. dans l'est des Pyrénées (Aude et Pyrénées Orientales).
9. Il est inutile d'avoir des populations d'ours dans les Pyrénées car des populations abondantes existent dans d'autres pays d'Europe.
10. Les ours doivent être totalement protégés dans les Pyrénées.
11. Il doit exister la possibilité de déplacer un ours ailleurs dans les Pyrénées lorsque son comportement pose problème.
12. Il doit exister la possibilité de tuer un ours lorsque son comportement pose problème.
13. Les ours doivent pouvoir être chassables.
14. Les ours, oursons y compris, doivent pouvoir être tués par n'importe quel moyen dans les Pyrénées.
15. Il faut poursuivre l'élimination de l'ours initiée par les générations précédentes.

Thème 3 – Opinion vis-à-vis de « ours et chasse »

16. Dans les régions où les ours vivent à proximité des humains, les attaques d'ours sur des personnes sont fréquentes.
17. La présence des ours a un impact négatif sur le grand gibier (cerf, sanglier, chevreuil…).
18. La présence des ours a un impact négatif sur le petit gibier (grand tétras, perdrix grise, lièvre, lagopède…).
19. La chasse devrait être autorisée à proximité des zones dans lesquelles des ourses élèvent leurs oursons.
20. Les ours aident à réguler naturellement les populations d'ongulés (sanglier, chevreuil…).
21. Les ours créent un dérangement pour les chasseurs.

Thème 4 – Opinion vis-à-vis de « ours et pastoralisme »

22. Les ours causent des dommages importants aux élevages bovins (veaux, vaches) et équins.
23. Les ours causent des dommages importants aux élevages ovins (moutons) et caprins (chèvres).
24. Les ours causent des dommages importants sur les ruches.
25. Dans les pays où les ours vivent à proximité du bétail, celui-ci constitue leur source principale de nourriture.
26. La priorité devrait être donnée au pastoralisme et non à la présence de l'ours dans les Pyrénées.
27. La priorité devrait être donnée à la conservation de l'ours et non au pastoralisme dans les Pyrénées.
28. Le pastoralisme et la présence de l'ours ont une importance similaire dans les Pyrénées.

Thème 5 – Opinion vis-à-vis de « ours et tourisme »

29. La présence d'ours incite à aller randonner dans les Pyrénées.
30. La présence d'ours fait fuir les randonneurs dans les Pyrénées.
31. La présence d'ours attire les touristes dans les Pyrénées.
32. La présence d'ours fait fuir les touristes dans les Pyrénées.

Les prélèvements cynégétiques de limicoles côtiers en France métropolitaine



Grâce à l'enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir de la saison 2013-2014, on dispose pour la première fois d'estimations des prélèvements, en France métropolitaine, des dix espèces de limicoles (hors vanneau huppé, pluvier doré et bécassines) qui pouvaient alors y être chassés. La France est l'un des rares pays européens, voire le seul dans le cas de certaines espèces, où ces limicoles peuvent être chassés. Le prélèvement a été estimé globalement à environ 51 000 individus. Pour ces dix espèces, il a connu au cours des dernières décennies une tendance de fond à la diminution et paraît durable.

Bertrand Trolliet[1], Pascal Bonnin[2], Sébastien Farau[2]

[1] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Avifaune migratrice – Chanteloup, L'île d'Olonne.
[2] Fédération départementale des chasseurs de la Vendée – La Roche-sur-Yon.

Contact : bertrand.trolliet@oncfs.gouv.fr

▲ *Selon la dernière enquête nationale, l'huîtrier-pie arrive en tête des prélèvements de limicoles côtiers en France.*

Prélèvements estimés

Une enquête nationale visant à estimer les prélèvements cynégétiques par tir en France métropolitaine a été menée durant la saison de chasse 2013-2014 (Aubry *et al.*, 2016). Elle se distingue des précédentes, d'une part, par le fait qu'elle a suivi un protocole plus rigoureux (**encadré**), d'autre part, parce qu'elle permet d'estimer le prélèvement de chaque espèce de gibier.

Les précédentes enquêtes nationales sur les tableaux de chasse à tir des saisons 1974-1975 et 1983-1984 ne différenciaient pas les espèces de limicoles autres que le vanneau huppé *Vanellus vanellus* et les bécassines *Gallinago sp.* (ONC, 1976 ; Trolliet, 1986), tandis que celle réalisée pour la saison 1998-1999 avait également distingué le pluvier doré *Pluvialis apricaria* mais en laissant les autres indifférenciées (Trolliet & Girard, 2000).

L'enquête portant sur la saison de chasse 2013-2014 ayant distingué chaque espèce, on dispose donc maintenant d'estimations des prélèvements cynégétiques des dix autres limicoles qui pouvaient être chassés en 2013-2014, c'est-à-dire : huîtrier-pie *Haematopus ostralegus*, pluvier argenté *Pluvialis squatarola*, barge rousse *Limosa lapponica*, courlis corlieu *Numenius phaeopus* et cendré *N. arquata*, chevaliers arlequin *Tringa erythropus*, gambette *T. totanus* et aboyeur *T. nebularia*, bécasseau maubèche *Calidris canutus* et combattant varié *Philomachus pugnax*. Bien que certaines de ces espèces ne soient pas à proprement parler des limicoles côtiers, nous les regroupons ici, par commodité, dans cette catégorie.

Le prélèvement global de ces dix espèces durant la saison 2013-2014 est estimé à environ 50 550 individus (IC : 29 500 - 71 600).

Le ***tableau 1*** détaille les estimations par espèces (Aubry ***et al.***, 2016 et P. Aubry, com. pers.). Pour certaines d'entre elles (huîtrier-pie, bécasseau maubèche, pluvier argenté, combattant et barge rousse), les estimations sont très imprécises et doivent être considérées comme indicatives.

Tableau 1 Estimations des prélèvements (TC estimé) des dix espèces de limicoles côtiers pour la saison de chasse 2013-2014.

Espèce	TC estimé
Huîtrier-pie	8 165
Courlis cendré	6 961
Courlis corlieu	6 858
Bécasseau maubèche	6 741
Pluvier argenté	2 639
Chevalier aboyeur	4 918
Chevalier arlequin	766
Chevalier gambette	7 882
Combattant varié	932
Barge rousse	4 986

▶ **Encadré • Méthode de sondage de l'enquête 2013-2014**

L'enquête a porté sur un échantillon aléatoire, stratifié par département, de près de 60 000 chasseurs. Le protocole d'enquête a été prévu pour réduire fortement le biais de non-réponse. Ce biais est dû à ce que les chasseurs interrogés qui renseignent spontanément ce type d'enquête, sans relance, ont en moyenne un tableau de chasse supérieur à celui des non-répondants (Aubry, 2017). Une partie de ceux qui n'avaient pas répondu initialement ont donc été relancés, par voie postale puis téléphonique.



▲ *Les prélèvements s'opèrent pour une grande part en fin d'été, notamment sur le combattant varié (photo) et les chevaliers.*

Répartition des prélèvements

La *carte 1* montre la répartition schématique, par département, des prélèvements estimés pour l'ensemble des dix espèces.

Le prélèvement a été estimé non nul dans 26 départements. Les six départements où il a été estimé le plus important sont, par ordre d'importance décroissante, la Manche, la Somme, le Pas-de-Calais, le Nord, la Gironde et la Charente-Maritime. Pour la saison de chasse 1998-1999, les six départements où le prélèvement avait été estimé le plus élevé étaient la Manche, le Pas-de-Calais, la Vendée, le Calvados, la Loire-Atlantique et la Somme.

Chronologie

L'enquête nationale sur les tableaux de chasse de 1998-1999 précisait leur répartition mensuelle : près de la moitié du prélèvement de ces espèces avait lieu en août et en septembre, puis il diminuait jusqu'en janvier avec toutefois un ressaut en décembre (Trolliet & Girard, 2000). Celle de 2013-2014 ne précise pas cette chronologie, mais les enquêtes annuelles conduites dans la région Pays de la Loire renseignent sur ce qu'elle a pu être depuis 2009 (*figure 1*).

Par arrêté préfectoral, la chasse n'est autorisée sur le littoral vendéen qu'à partir du 27 août ; sur le domaine terrestre, elle ouvre le 21 août. C'est ce qui explique que les prélèvements effectués en août, qui étaient en 1998-1999 les plus importants au niveau national, le sont maintenant moins qu'en septembre

Carte 1 Répartition schématique, par département, des prélèvements globaux de limicoles côtiers (huîtrier-pie, pluvier argenté, barge rousse, courlis corlieu et cendré, chevaliers arlequin, gambette et aboyeur, bécasseau maubèche, combattant) estimés durant la saison de chasse 2013-2014.

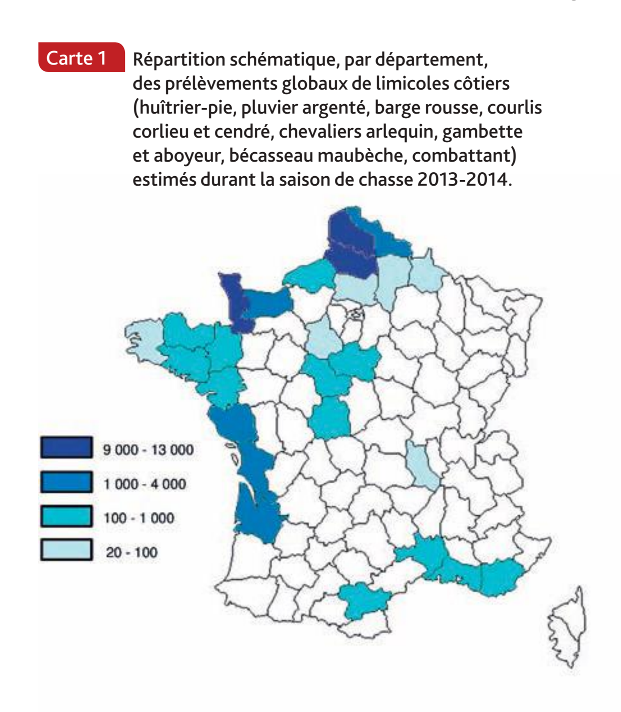
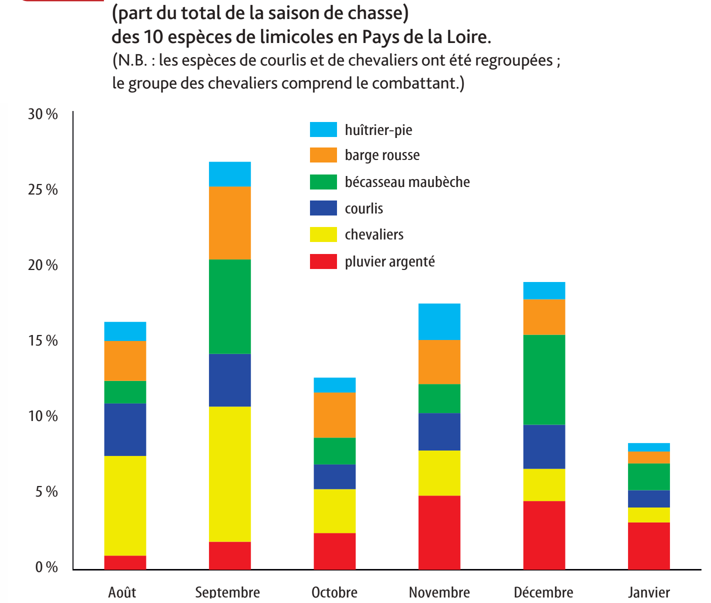


Figure 1 Répartition mensuelle moyenne des prélèvements (part du total de la saison de chasse) des 10 espèces de limicoles en Pays de la Loire.
(N.B. : les espèces de courlis et de chevaliers ont été regroupées ; le groupe des chevaliers comprend le combattant.)



dans cette région. Pour le reste, la chronologie locale récente des prélèvements est cohérente avec celle constatée en France en 1998-1999. Les prélèvements sont relativement importants en fin d'été ; ils concernent des oiseaux en transit migratoire ou arrivant sur leurs sites d'hivernage. Les chevaliers et le combattant y sont bien représentés. Après une chute en octobre, les prélèvements augmentent en novembre et en décembre, mois durant lesquels le pluvier argenté occupe une part notable du tableau de chasse, puis deviennent faibles en janvier.



▲ *L'analyse de l'évolution des prélèvements de limicoles côtiers révèle une tendance à la baisse, alors que l'abondance globale de ces espèces a augmenté dans le même temps (photo : chevalier gambette).*

Évolution temporelle des prélèvements

Le prélèvement de ces limicoles estimé en 2013-2014 est très inférieur à ce qu'il était en 1998-1999 (115 250 ± 9,6 %) ; mais ces deux estimations ne peuvent guère être comparées. D'une part, parce qu'en 1998-1999 la barge à queue noire *Limosa limosa* pouvait être chassée, tandis que sa chasse n'a pas été ouverte en 2013-2014 ; d'autre part, parce que les résultats de 1998-1999 surestimaient la réalité en raison de ce que l'enquête ne réduisait que partiellement le biais de non-réponse.

Pour apprécier la façon dont les prélèvements de ces espèces ont évolué dans le temps, il faut utiliser d'autres estimations, locales ou régionales. Il s'agit en premier lieu des résultats d'enquêtes statistiques annuelles menées depuis la saison de chasse 1993-1994 dans le département de la Vendée, et depuis la saison 2002-2003 dans les autres départements de la région des Pays de la Loire (A. Chalopin & O. Clément, Fédération régionale des chasseurs (FRC) des Pays de la Loire, com. pers.) ; ainsi que ceux de l'enquête concernant les saisons de chasse 1993-1994 et 1994-1995 dans la Région cynégétique Ouest, qui regroupait alors les régions administratives de Basse-Normandie, Bretagne et Pays de la Loire (Trolliet & Girard, 2000). Le protocole de ces enquêtes, comme celui des enquêtes nationales ayant précédé celle de 2013-2014, n'intègre pas l'atténuation du biais de non-réponse évoqué ci-dessus. Leurs résultats sont donc affectés d'une surestimation : le prélèvement global de ces dix espèces estimé en 2013-2014 en Pays de la Loire par l'enquête régionale est en effet nettement plus élevé que celui estimé par l'enquête nationale. Si ce biais proscrit donc une comparaison directe des estimations, il n'affecte par contre pas la composition spécifique ni la tendance temporelle des tableaux de chasse estimés, qui peuvent donc être utilisés et comparés sous ces aspects. Nous n'avons pas pris en compte les estimations de la saison 1997-1998 qui semblent présenter des anomalies.

En Pays de la Loire, le prélèvement de ces espèces a été plus élevé durant la saison de chasse 2013-2014 que durant les quelques saisons qui l'ont précédée et suivie (***figure 2***).

Les prélèvements de ces limicoles sont en forte diminution depuis le milieu des années 1990, dans les Pays de la Loire comme dans la Région cynégétique Ouest (***figures 2 et 3***).

En Pays de la Loire, cette diminution concerne, à des degrés divers, toutes les espèces considérées (***figure 4***).

Ces résultats locaux confirment la tendance de fond à la diminution de ces prélèvements.

Quelles peuvent être les causes de cette diminution ?

Cette chute du prélèvement de limicoles serait-elle déterminée par l'évolution des populations concernées ?

L'évolution de leur effectif hivernant en France est positive (Trolliet *et al.*, 2017) et ne peut donc expliquer cette baisse du prélèvement.

Mais, d'une façon générale, le prélèvement de limicoles côtiers intervient en France surtout en fin d'été (Trolliet & Girard, 2000 – ***figure 1***). L'évolution de l'effectif hivernant ne reflète donc pas nécessairement celle de l'abondance de

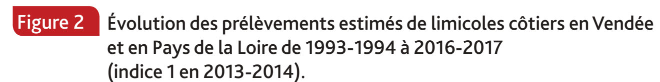


Figure 2 Évolution des prélèvements estimés de limicoles côtiers en Vendée et en Pays de la Loire de 1993-1994 à 2016-2017 (indice 1 en 2013-2014).

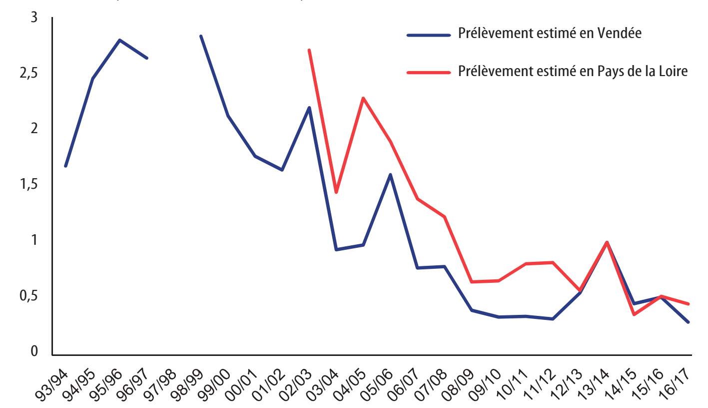


Figure 3 Comparaison des prélèvements estimés de limicoles côtiers durant trois saisons de chasse dans la Région cynégétique Ouest (indice 1 en 1998-1999).

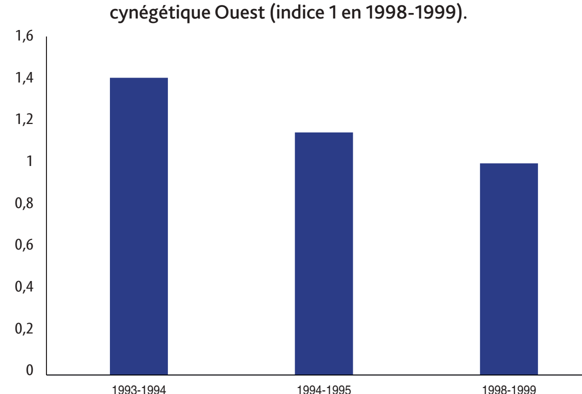


Figure 4 Évolution relative des prélèvements estimés de limicoles côtiers par espèce ou groupe d'espèces en Pays de la Loire de 2002-2003 à 2016-2017 (indice 1 en 2013-2014).

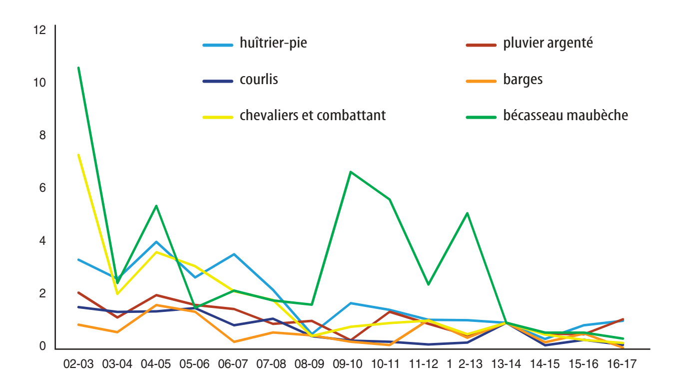


Figure 5 Évolutions relatives, en Vendée, du prélèvement annuel estimé (TC) de limicoles côtiers et de leur abondance de 1998 à 2017 (cumul des effectifs dénombrés en milieu de mois, d'août à janvier inclus ; l'indice 1 correspond à la saison 2013-2014).

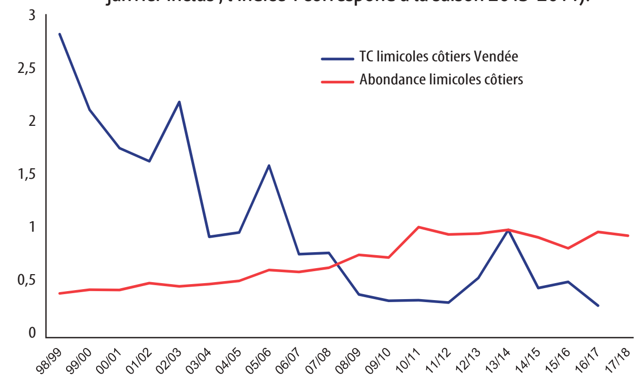
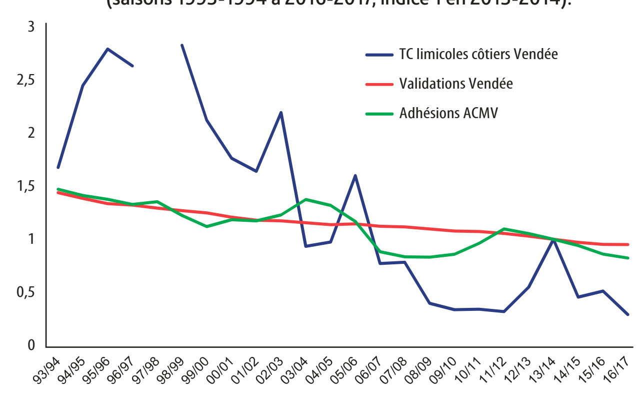


Figure 6 Évolution en Vendée des prélèvements (TC) de limicoles côtiers, des validations annuelles de permis de chasser, et des adhésions à l'Association de chasse maritime vendéenne (saisons 1993-1994 à 2016-2017, indice 1 en 2013-2014).



ces espèces lorsqu'elles sont le plus chassées. La ***figure 5*** compare les évolutions interannuelles en Vendée, depuis 1998, du prélèvement estimé de limicoles côtiers et de leur abondance. Cette dernière est appréciée par le cumul des effectifs dénombrés dans ce département au milieu de chaque mois, d'août à janvier inclus. Ces dénombrements ne sont pas exhaustifs, en particulier pour ce qui concerne le courlis corlieu, les trois espèces de chevaliers et le combattant, dont une partie est en été dispersée dans des marais arrière-littoraux, des prairies et des étangs de l'intérieur. Mais l'évolution des effectifs dénombrés reflète grossièrement celle de leur abondance.

L'abondance globale de ces limicoles chassables a augmenté au cours de la période considérée. La baisse de leur prélèvement n'est donc pas corrélée à leur abondance.

Durant ces années, les territoires de chasse où ces limicoles sont susceptibles d'être prélevés n'ont pas significativement évolué. La divergence des évolutions montrée par la ***figure 5*** n'est donc pas due à des modifications qui auraient pu favoriser l'accueil de ces limicoles tout en réduisant les possibilités de les chasser.

D'autres causes doivent donc intervenir pour expliquer la baisse des prélèvements de ces dix espèces.

En 1994-1995 et en 1998-1999, les dates d'ouverture de la chasse étaient décidées au niveau des départements. Elles étaient plus variables mais dans la plupart des cas plus précoces sur le littoral que durant ces dernières années. La chasse de ces espèces était autorisée jusqu'au dernier jour de février, c'est-à-dire un mois plus tard que durant ces dernières années. Compte tenu de la chronologie du prélèvement (***figure 1*** – Trolliet & Girard, 2000), la réduction de la période de chasse contribue donc à expliquer la baisse des prélèvements.

Avec 350 000 pratiquants en moins (soit environ – 23 %) entre 1993 et 2014, la diminution du nombre des chasseurs a aussi pu contribuer à cette baisse du prélèvement. On ignore ce qu'il en est plus précisément de ceux susceptibles de chasser les limicoles. Il est possible que leur diminution soit relativement plus faible, mais l'évolution du nombre de chasseurs sur le littoral montre qu'elle est en tout cas importante : en Vendée, elle a été de 32 % pendant cette période pour l'Association de chasse maritime vendéenne, qui regroupe tous les chasseurs opérant sur les lots de chasse maritime de ce département (n = 23, r = – 0,81, p <0,001). Elle est cependant nettement plus lente que celle des prélèvements (***figure 6***).



▲ *La diminution du nombre de chasseurs a pu contribuer à la baisse des prélèvements de limicoles côtiers observée en France (photo : courlis corlieu).*

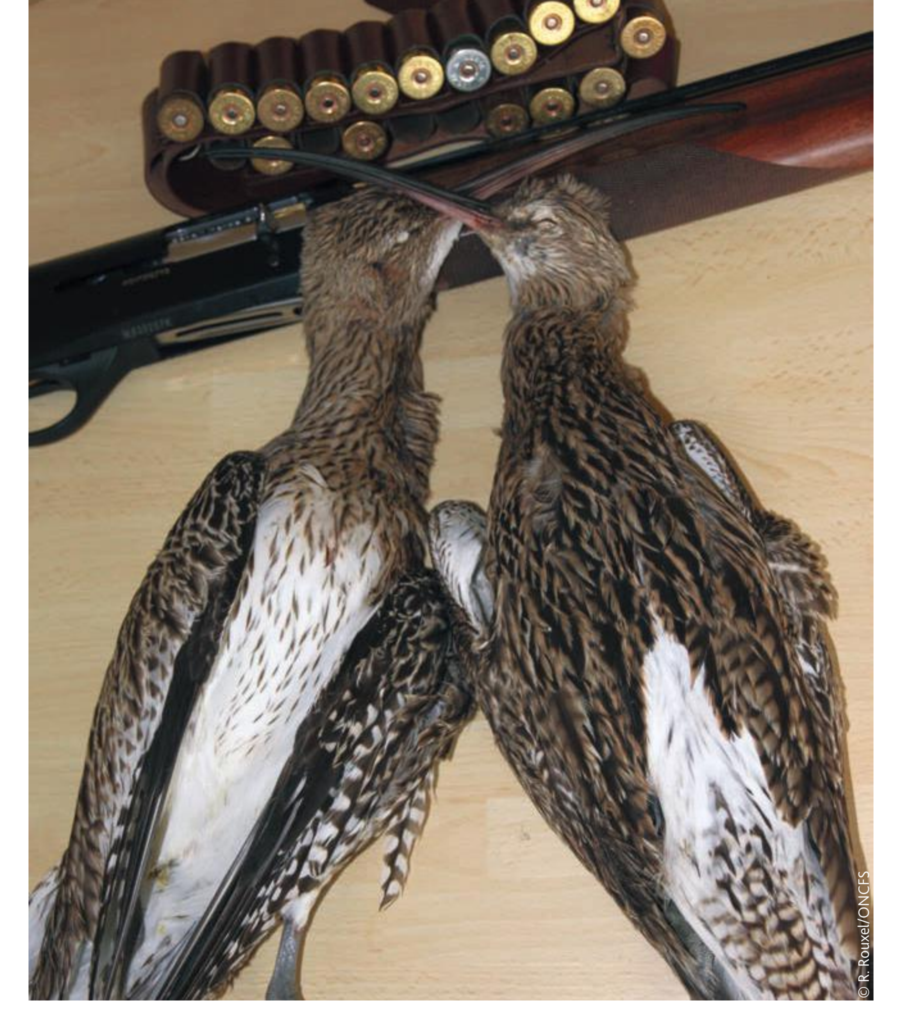
L'arrêt de l'utilisation de la grenaille de plomb pour chasser dans les zones humides, en renchérissant les munitions autorisées – et en réduisant peut-être leurs performances – a pu aussi jouer un rôle dans cette baisse des prélèvements.

Durabilité des prélèvements

Le premier intérêt de la connaissance des prélèvements est bien entendu de permettre d'essayer d'évaluer leur impact sur les populations chassées et leur durabilité.

Trolliet (2018) a estimé le taux de mortalité cynégétique *h* subi en France par les populations de limicoles concernées, puis l'a comparé au taux maximal durable h_{MSY}, c'est-à-dire au seuil au-delà duquel cette mortalité ne serait pas durable, au moyen de leur rapport h_{MSY} / h.

Les valeurs de ce rapport sont, pour la plupart des espèces considérées, comprises dans un intervalle, étant donné que les tailles des populations et certains de leurs paramètres démographiques sont eux-mêmes estimés par des intervalles (***tableau 2***).



© R. Rouxel/ONCFS

▲ *Le prélèvement qui s'exerce actuellement en France métropolitaine sur les limicoles côtiers est durable, et en diminution.*

Tableau 2 Valeurs du rapport h_{MSY} / h

Espèces	h_{MSY} / h	
	minimum	maximum
Huîtrier-pie	3,7	8,8
Pluvier argenté	8,4	11,2
Barge rousse	16,8	16,8
Courlis cendré	4,5	21,7
Courlis corlieu	8,8	16,7
Chevalier arlequin	10,0	20,0
Chevalier gambette	7,2	22,0
Chevalier aboyeur	3,1	9,6
Bécasseau maubèche	11,9	16,0
Combattant	208,9	313,4

Pour les dix espèces, les valeurs de ce rapport sont très supérieures à 1. C'est-à-dire que la mortalité cynégétique qu'elles subissent en France est très inférieure au seuil au-delà duquel elle ne serait pas durable.

Conclusion

Compte tenu de la tendance à la baisse des prélèvements et des tendances généralement positives de l'hivernage de ces espèces en France (Trolliet *et al.*, 2017), il est probable que le taux de ces prélèvements continuera à décroître, ce qui renforcera leur durabilité.

Remerciements

Nous remercions Philippe Aubry, qui a été la cheville ouvrière de l'enquête concernant la saison de chasse 2013-2014 et a mis à notre disposition les données détaillées concernant ces espèces, ainsi qu'Alain Chalopin et Olivier Clément (FRC des Pays de la Loire), qui nous ont aimablement communiqué les résultats de l'enquête conduite annuellement dans cette région, et Olivier Girard, pour ses utiles remarques sur cet article. ●

Bibliographie

- Aubry, P., Anstett, L., Ferrand, Y., Reitz, F., Klein, F., Ruette, S., Sarasa, M., Arnauduc, J.-P. & Migot, P. 2016. Enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir. Saison 2013-2014. Résultats nationaux. *Faune sauvage* n° 310, supplément central. 8 p.
- Aubry, P. 2017. Enquêtes sur les tableaux de chasse : pourquoi est-il essentiel d'y répondre, même quand on n'a rien prélevé ? *Faune sauvage* n° 315 : 4-8.
- ONC (Office national de la chasse). 1976. Enquête statistique nationale sur les tableaux de chasse à tir pour la saison 1974-1975. Premiers résultats. *Bulletin Mensuel ONC* n° spécial 5 : 1-57.
- Trolliet, B. 1986. Le prélèvement cynégétique de limicoles autres que bécassines et vanneaux en France. Saison 1983-1984. *Bull. Mens. ONC* n° 108 : 77-78.
- Trolliet, B. 2018. Évaluation des moratoires sur la chasse du courlis cendré et de la barge à queue noire. Rapport ONCFS, L'Île d'Olonne. 127 p.
- Trolliet, B. & Girard, O. 2000. Le vanneau huppé, le pluvier doré et autres limicoles. *Faune sauvage* n° 251 : 168-183.
- Trolliet, B., Mahéo, R., Le Dréan-Quenec'hdu, S., Boudina, S. & Girard, O. 2017. Les limicoles côtiers hivernant en France métropolitaine : bilan de 40 années de suivi (1977-2016). *Faune sauvage* n° 316 : 4-11.

Quand, comment et pourquoi mesurer une glandée ? Quelles méthodes disponibles ?

Une fructification telle que la glandée du chêne est l'un des processus de la régénération forestière. Cette production peut être affectée par le réchauffement climatique ainsi que par la faune sauvage qui la consomme. Inversement, la dynamique des consommateurs peut être largement impactée par cette ressource, bien que cette relation reste mal comprise. La caractérisation des fructifications est donc une étape nécessaire pour mieux appréhender la régénération forestière et pourrait donner les outils pour mieux comprendre la dynamique des ongulés sauvages. Nous avons testé plusieurs protocoles d'estimation d'une glandée, afin d'apporter des éléments de réflexion à l'identification d'un outil de gestion simple.

Pablo Vajas[1*], **Sonia Saïd**[1*], **Cyril Rousset**[1**], **Hubert Holveck**[2], **Éric Baubet**[1*]

[1] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Ongulés sauvages – Birieux, Châteauvillain**.*
[2] ONF, Agence Nord-Alsace – 1, rue Person, BP 20132, 67703 Saverne Cedex.

De nos jours, la forêt française doit faire face à des difficultés de renouvellement de nombreux peuplements forestiers, conséquence de plusieurs facteurs tels que le changement climatique ou encore l'expansion des populations de consommateurs de fruits ou de jeunes plants, comme le sanglier ou le cerf. En effet, les ongulés sauvages peuvent affecter la régénération forestière à deux niveaux, en consommant des fruits ou encore en broutant les jeunes plantes. Autant d'éléments qui peuvent affecter les enjeux sylvicoles (Côté *et al.*, 2004).

Des travaux scientifiques indiquent que la reproduction (floraison + fructification) du chêne (sessile ou pédonculé) s'effectue de façon cyclique, avec en général une année de forte fructification suivie par une année de faible fructification (Silvertown, 1980). Ce phénomène s'appelle le « masting » (Silvertown, 1980 ; Isagi *et al.*, 1997). Cette stratégie de fructification permet à l'arbre de conserver d'une année sur l'autre son capital de reproduction en investissant sur une seule saison. Cela a pour conséquence d'entraîner une saturation du milieu en fruits, limitant ainsi l'impact des consommateurs arrivés à satiété (Janzen, 1971). La probabilité d'engendrer des descendants *via* une plus grande germination des graines est alors



▲ *L'importance de la fructification forestière peut influencer les dégâts aux cultures commis par les grands ongulés. Être capable de l'apprécier revêt donc un grand intérêt pour les gestionnaires de la faune sauvage.*

accrue (Schermer *et al*., 2016). Par ailleurs, la fructification forestière (et donc la régénération forestière) peut aussi être soumise à une grande variabilité dans sa production entre les différents massifs forestiers, voire même entre individus semenciers au sein des massifs (Schermer *et al*., 2016).

Pouvoir identifier et apprécier l'importance d'une fructification est une nécessité pour les gestionnaires forestiers qui doivent veiller à la régénération naturelle ou planifier les récoltes de semence. Cette connaissance peut aussi intéresser les gestionnaires de la faune sauvage, car l'abondance des espèces consommatrices peut être influencée par la production de fruits forestiers. Ainsi, posséder un outil simple et rapide pour apprécier une glandée, le plus tôt possible dans la saison, peut être un enjeu important pour ces nombreux gestionnaires. C'est dans cette optique que nous avons conduit nos travaux sur deux des territoires d'études de l'ONCFS : le Territoire d'étude et d'expérimentation (TEE) de Châteauvillain-Arc-en-Barrois (par la suite TEE Châteauvillain dans le texte) et la Réserve nationale de chasse et de faune sauvage (RNCFS) de La Petite-Pierre.

Les protocoles utilisés pour suivre la fructification forestière

Perry & Thill (1999) ont comparé l'efficience de différentes méthodes de comptages. Leurs résultats montrent que ces méthodes visuelles testées sont fortement corrélées entre elles (81 à 87 % de corrélation). Ils montrent également que ces méthodes de comptages catégorielles sont efficaces pour distinguer des différences de densité de production de glands dans leur contexte nord-américain. Il en ressort que les méthodes visuelles, utilisées entre autres par Graves (1980) et Koenig (1994), représentent des moyens légitimes pour quantifier la production de glands de façon large, rapide et peu onéreuse, et qu'il s'agit probablement des meilleures approches pour estimer la disponibilité en glands pour la faune sauvage. Enfin, ils indiquent qu'une méthode de récolte dans des paniers apparaît être la mieux adaptée pour estimer la production de glands disponibles pour la régénération forestière. En conclusion, l'utilisation des méthodes dépend de l'objectif sous-jacent qui a amené à surveiller la glandée. Celles principalement utilisées outre-Atlantique reposent sur le dénombrement des fruits dans l'arbre en automne (Graves, 1980 et Koenig *et al*., 1994 – ***encadré 1***).

Parallèlement, en France, Maillard (1996) a utilisé une formule indiciaire pour mesurer la production de glands (depuis indice 1 = absence jusqu'à indice 4 = forte production) en milieu méditerranéen. Il a complété ce relevé par une mesure de la productivité (en kg) des glands récoltés au sol, ainsi que par un suivi de l'évolution de la chute des glands.

Pour conduire notre test dans un contexte autre que méditerranéen, nous nous sommes inspirés des méthodes classiques de comptage (***encadré 1***) et avons mis en œuvre certaines d'entre elles (***encadré 2***), afin d'apprécier leurs corrélations et les tendances observées directement à partir des houppiers en fin d'été (août-septembre) et/ou des relevés au sol (fin octobre) sur les deux territoires.

Sur le TEE de Châteauvillain

Dix parcelles en taillis sous futaie ont été suivies. Sur chacune d'elles, trois arbres ont été choisis au hasard, puis suivis d'année en année, en utilisant trois approches de dénombrement différentes. Deux ont été équipés de paniers de collecte, hors d'atteinte des ongulés (soit à plus de 2,50 m du sol), pour déterminer

▶ Encadré 1 • Descriptif synthétique de méthodologies référencées : Graves (1980) et Koenig *et al.* (1994)

Étude de référence	Graves (1980)		Koenig *et al.* (1994)	
	Indice	Conditions requises	Indice	Conditions requises
Méthode 1 : Codification indiciaire	1	Pas de fruit visible.	0	Pas de fruit visible.
	2	Fruits visibles après un examen attentif.	1	Peu de fruits après un examen attentif.
	3	Fruits visibles mais ne couvrent pas entièrement l'arbre. Les branches ne ploient pas sous le poids des fruits.	2	Un bon nombre de fruits.
			3	Un grand nombre de fruits, vus de partout présents sur l'arbre.
	4	Fruits visibles facilement et couvrant tout l'arbre. Les branches semblent ployer sous le poids des fruits.		
Méthode 2 : Comptage 15 secondes	Aucune information sur une telle approche.		Deux observateurs regardent différentes zones du houppier et comptent en 15 secondes le plus de fruits différents. Ces deux comptages sont additionnés, d'où obtention d'un indice nombre de fruits en 30 secondes (N30).	
Méthode 3 : Relevés par paniers	Non explicité. Il est fait mention de pièges à fruits placés sous des arbres de chaque catégorie, en nombre variable, selon la valeur indiciaire des arbres pour obtenir un moyen d'établir un lien quantitatif de production de fruits. Les pièges à fruits font 0,2 m² ; ils sont composés de fils métallique avec un sac en toile.		Méthodologie non retenue ici.	
Compléments d'information sur le choix des arbres pour les différentes méthodes	Le choix des arbres est fait de façon aléatoire. Aucun critère de sélection à priori de l'arbre selon sa taille, la forme de son houppier ou la présence avérée de fruits ou pas. Il faut en revanche tenir compte de l'effet altitudinal (sur un transect), et également éviter un choix d'arbres conduisant à un effet bordure.		Aucune indication fournie.	

Encadré 2 • Descriptif synthétique de méthodologies appliquées sur les territoires de référence de cette étude

Étude de référence	TEE de Châteauvillain		RNCFS de La Petite-Pierre
	Indice	Conditions requises	Conditions requises
Méthode 1 : Codification indiciaire	0	Pas de fruits observés.	Méthode non mise en œuvre.
	1	Fructification quasiment nulle. Peu de fruits observés après un examen minutieux autour de l'arbre. ***Impression de ne pas avoir vu plus d'une vingtaine de fruits***.	
	2	Fructification faible. Les fruits sont visibles mais en nombre assez restreint. ***Impression d'avoir détecté plus d'une trentaine de fruits***.	
	3	Fructification moyenne. Les fruits sont facilement visibles. Ils peuvent soit recouvrir seulement une partie de l'arbre et être présents en forte quantité, soit être présents sur l'ensemble de l'arbre mais en quantité réduite ne permettant pas de recouvrir entièrement l'arbre et les branches. ***Impression de voir plus d'une soixantaine de fruits***.	
	4	Fructification importante. Les fruits sont facilement visibles, très abondants et bien distribués autour de l'arbre. ***Impression de pouvoir facilement dénombrer une ou plusieurs centaines de fruits***.	
Méthode 2 : Comptage 15 secondes	Deux observateurs en binôme se placent successivement aux 4 points cardinaux de l'arbre en restant toujours à l'opposé l'un de l'autre. À chaque point, ils observent le houppier et comptent le plus de fruits différents pendant 15 secondes. Ces quatre comptages sont additionnés pour l'obtention de la valeur finale. Recommandation en taillis sous futaie : se placer entre 1 et 4 m du tronc cible pour pouvoir observer le houppier avec certitude. Cependant, en fonction des conditions de terrain, si une meilleure observation du houppier est possible à distance à la jumelle, alors cette option est retenue et le ou les points de comptage (15 s) se feront également depuis ces mêmes places.		Deux observateurs regardent à la jumelle différentes zones du houppier et comptent en 15 secondes le plus de fruits différents. À chacun des points cardinaux les deux comptages sont moyennés, d'où l'obtention d'un indice nombre de fruits en 15 secondes. Ensuite, ces quatre comptages sont additionnés pour l'obtention de la valeur finale. Recommandation en futaie : se positionner à une distance telle que l'on puisse voir le maximum de branches de l'arbre à chacun des points cardinaux et compter le maximum de fruits en 15 secondes. Cette méthode est répétée aux 4 points cardinaux et le cumul de ces points permet d'apprécier une présence plus ou moins abondante de glands dans l'arbre en un temps défini.
Méthode 3 : Relevés par paniers	Support métallique attaché avec une sangle sur le tronc de l'arbre à 2,50 m de hauteur. Barre horizontale supportant 4 paniers de 50 x 50 cm.		Méthode non mise en œuvre.
Méthode 4 : Relevés au sol	Dénombrement de fruits tombés au sol dans 4 quadrats (disposés au nord, sud, est, ouest) – cadres métalliques de 50 x 50 cm de côté – placés entre 0,5 et 4 m du tronc. Le positionnement des quadrats se fait aléatoirement d'un passage à l'autre. Les valeurs du nombre des fruits relevés dans les 4 quadrats sont cumulées pour obtenir la valeur finale.		Dénombrement de fruits tombés au sol dans 4 quadrats métalliques fixes de 50 x 50 cm de côté, positionnés entre 1 et 4 m du tronc. Les valeurs du nombre de fruits relevées dans les 4 quadrats sont cumulées pour obtenir la valeur finale.
Compléments d'information sur le choix des arbres pour les différentes méthodes	Le choix des arbres est fait de manière à éviter l'effet bordure (minimum 10 à 20 m du bord de la parcelle). Aucun critère fort de sélection à priori (taille de l'arbre, forme du houppier). Il faut néanmoins que les arbres puissent produire des fruits (diamètre tronc > 20 cm). Les mêmes arbres sont suivis d'une année sur l'autre.		Le choix des arbres est fait de façon aléatoire mais doit permettre d'observer les houppiers lors des comptages et de limiter les contacts entre deux chênes proches l'un de l'autre (afin d'éviter la contamination lors des comptages). Aucun critère fort de sélection à priori (taille de l'arbre, forme du houppier). Il faut néanmoins que les arbres puissent produire des fruits (diamètre tronc > 20 cm). Les mêmes arbres sont suivis d'une année sur l'autre.

Tableau 1 Récapitulatif des différentes méthodes de suivi des arbres sur le TEE de Châteauvillain.

Type de procédure effectuée dans les 10 parcelles suivies	Arbre 1	Arbre 2	Arbre 3	Arbre 4
Relevé de classe indiciaire	X	X	X	X
Comptages sur branches en 15 s	X	X	X	
Collecte dans paniers suspendus	X	X		
Comptages dans quadrats au sol	X	X	X	

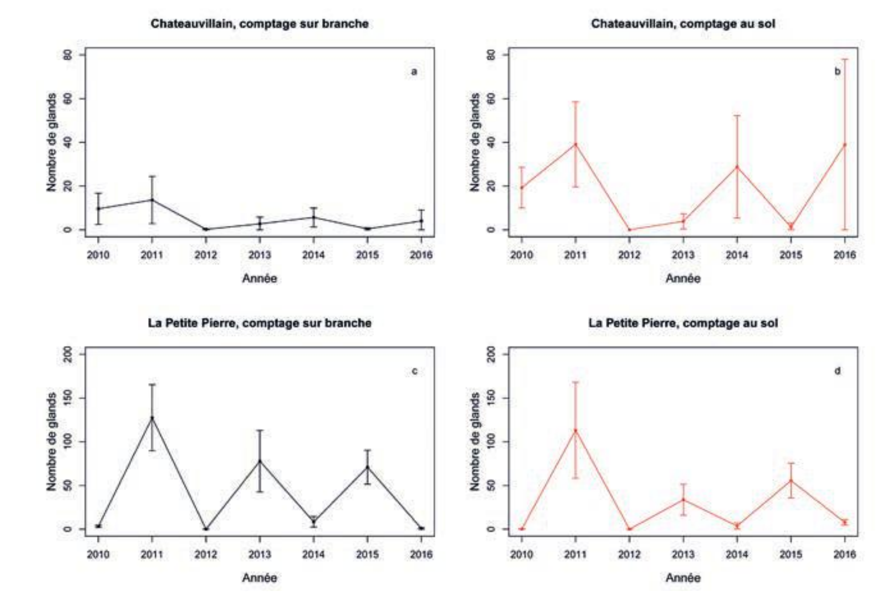
Tableau 2 Récapitulatif du nombre d'arbres suivis dans le temps en fonction des territoires.

Année / Sites	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
TEE de Châteauvillain	30	30	30	30	30	30	30
RNCFS de La Petite-Pierre	15	31	31	32	32	32	32



▲ *Vue de paniers de collecte des glands.*

Figure 1 Nombre moyen de glands comptés sur branches (en noir a et c) et au sol (en rouge, b et d), sur le TEE de Châteauvillain (a et b) et la RNCFS de La Petite-Pierre (c et d).
Les traits verticaux représentent les écarts-types.



la chronologie de chute des fruits (*tableau 1*).

Les dispositifs de collecte sont installés durant les 15 premiers jours d'août. Le point de départ des différents relevés est initié à partir de la dernière semaine d'août. Ensuite, selon les conditions de fructification de l'année en cours, les suivis peuvent se prolonger jusqu'en avril ou mai de l'année suivante. Pour la chronologie de chute des fruits, le suivi régulier des paniers et au sol est effectué suivant un rythme d'un relevé tous les quinze jours, jusqu'à fin novembre. Lorsque plus aucun fruit n'est collecté dans les paniers, les supports sont démontés avant d'être retirés, tandis que le suivi au sol se poursuit tant qu'il y a des glands présents.

Sur la RNCFS de La Petite-Pierre

Seuls deux types de suivis ont été conduits (*encadré 2*). Le nombre d'arbres suivis pour cette étude est représenté dans le *tableau 2.*

Relation entre les fruits dénombrés sur les houppiers et les comptages au sol

Pour les deux sites, sur l'ensemble des années, nous constatons une bonne corrélation entre des comptages au sol et sur les arbres (*figure 1*). Sur le TEE de Châteauvillain, une corrélation positive de 61 % entre le nombre de glands comptés au sol et sur branches est trouvée (378680,33, p-value < 2,2e-16, rhô = 0,61). Sur La RNCFS de La Petite-Pierre, la corrélation est également positive et explique 90 % de la relation entre les deux types de comptages (149889,19, p-value < 2,2e-16, rhô = 0,90). Les variations interannuelles dans la tendance de fructification observée par les deux méthodes sont cohérentes (*figure 1)*.



▲ *Une corrélation positive entre le nombre de glands comptés sur les arbres et dans les quadrats a été constatée sur les deux sites d'étude.*



L'évaluation de la méthode indiciaire par comparaison avec les comptages sur branches atteste que l'appréciation des observateurs est juste.

Relation entre les valeurs d'indices et les fruits dénombrés sur branches ou collectés dans les paniers

La ***figure 2*** illustre le lien entre valeur d'indice et nombre de glands comptés sur branches à l'échelle des arbres suivis sur le TEE de Châteauvillain. Sur 7 années, l'attribution des indices 0 et 1 a été réalisée dans plus des trois quarts des cas. La valeur d'indice 3 est très peu représentée (seulement 5 cas). Enfin, aucun indice 4 n'a été attribué.

La mise en relation des valeurs obtenues pour les catégories d'indices et le nombre moyen de glands dénombrés dans le houppier (comptages 15 s) atteste qu'il existe une bonne qualité d'appréciation par les observateurs pour répartir les arbres dans les bonnes classes d'indices. Les moyennes de nombre de glands comptés sont différentes selon chaque classe d'indice retenue (***figure 2, tableau 3***). On notera une très bonne corrélation (77 %) entre l'attribution des indices et le nombre de fruits comptés sur branches (350724,8, p-value < 2,2e-16, rhô = 0,77), sachant que les deux approches supposent les mêmes contraintes d'observations.

De plus, l'examen de la relation entre la valeur d'indice et le nombre de glands collectés dans les paniers (***figure 3***) montre une distribution sensiblement équivalente à celle observée précédemment. Cependant, les valeurs moyennes observées pour chaque catégorie d'indice sont supérieures à celles obtenues lors des comptages de 15 secondes (***tableau 3***).

La corrélation obtenue entre la valeur indiciaire et le nombre de glands collectés dans les paniers est de 67 % (s = 151566,3, p.value < 2,2e-16, rhô = 0,668), et de 63 % entre le nombre de glands observés dans les arbres et récoltés dans les paniers (s = 168260, p-value < 2,2e-16, rhô = 0,632). Ces résultats sont comparables et peuvent même être un peu meilleurs que ceux de Graves (1980), qui obtenait une corrélation de 58 % entre la valeur de l'indice et le nombre de fruits recueillis dans les paniers.

Figure 2 **Boîte à moustache (ou boxplot) représentant, pour une valeur d'indice, la distribution en quartiles du nombre de glands comptés sur les branches sur le TEE de Châteauvillain.**
La valeur centrale du graphique correspond à la médiane de la distribution des valeurs, c'est-à-dire qu'il existe autant de valeurs supérieures qu'inférieures dans l'échantillon. Les bords de la boîte représentent les quartiles : pour le bord inférieur, nommé premier quartile, un quart des observations ont des valeurs inférieures au reste de l'échantillon, et inversement pour le bord supérieur. Les extrémités de la moustache sont calculées en utilisant 1,5 fois la distance entre le premier et le troisième quartile. Les points représentent quant à eux des valeurs extrêmes. Enfin, « n » représente le nombre d'observations dans l'échantillon.

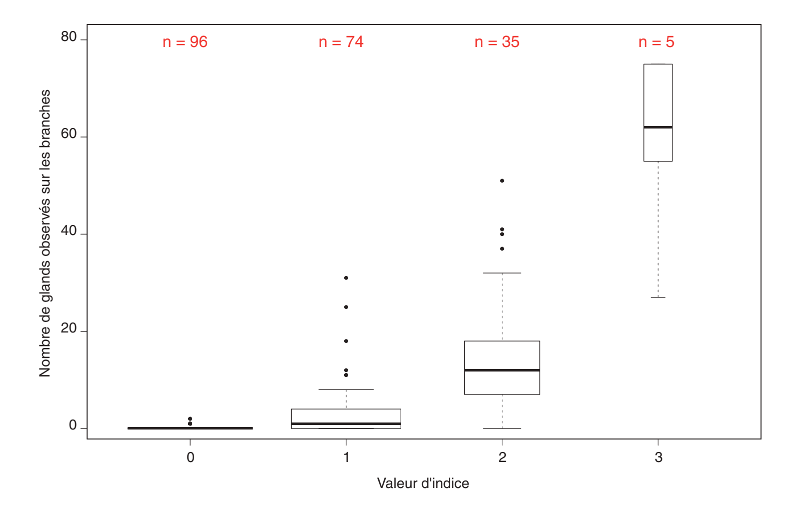


Figure 3 **Boîte à moustache (ou boxplot) représentant, pour une valeur d'indice, la distribution en quartiles du nombre de glands collectés dans les paniers sur le TEE de Châteauvillain.**
Le trait épais dans les boîtes correspond à la médiane de la distribution des valeurs, c'est-à-dire qu'il existe autant de valeurs supérieures qu'inférieures dans l'échantillon. Les bords de la boîte représentent les quartiles. Les extrémités de la moustache sont calculées en utilisant 1.5 fois la distance entre le premier et le troisième quartile. Les points représentent quant à eux des valeurs extrêmes. « n » représente le nombre d'observations dans l'échantillon.

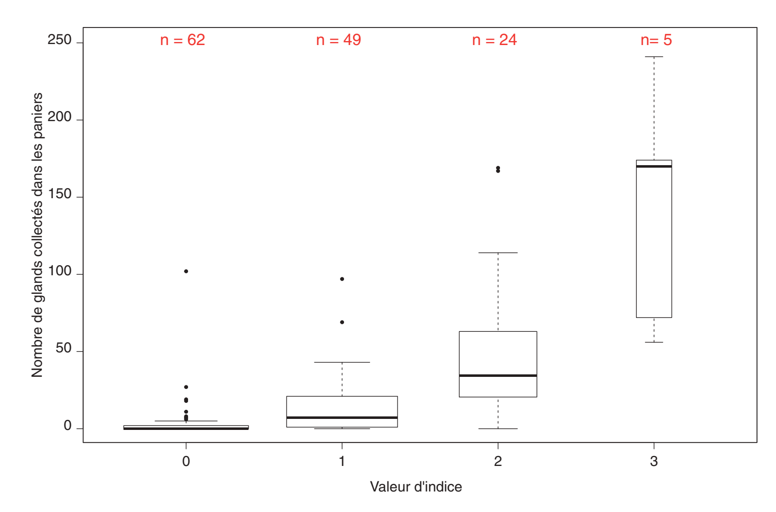
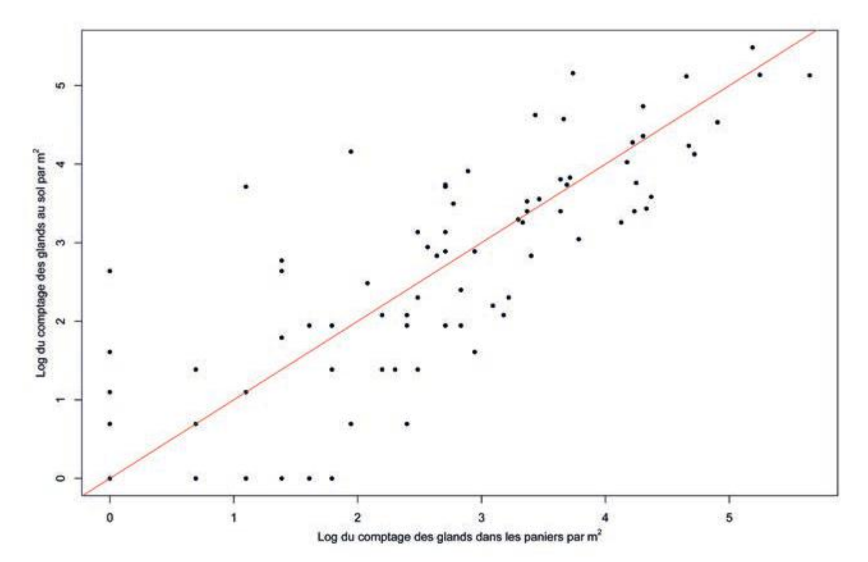


Tableau 3 **Récapitulatif du nombre moyen de glands comptés au sein de chaque catégorie de valeur d'indice par les différentes méthodes de dénombrement (au sol, sur branches ou par collecte dans les paniers) sur le TEE de Châteauvillain.**
Les valeurs moyennes sont données avec leurs écarts-types.

	Indice 0	Indice 1	Indice 2	Indice 3
Moyenne de glands sur branches (en 15 s)	0,13 ± 0,34	2,82 ± 3,73	16,70 ± 12,21	58,80 ±19,75
Moyenne de glands dans paniers (par m^2)	3,82 ± 13,63	14,16 ± 19,62	50,04 ± 45,55	142,60 ± 77,30
Moyenne de glands au sol (par m^2)	3,39 ± 6,58	15,10 ± 24,67	52,42 ± 60,25	108,80 ± 69,94

Figure 4 **Relation entre le nombre moyen de fruits comptés dans les paniers et dénombrés dans les quadrats au sol pour le TEE de Châteauvillain.**

La droite en rouge matérialise une correspondance parfaite de droite d'origine 0 et de pente 1.
Elle permet d'apprécier la répartition des points autour de cet axe qui semble assez homogène.
La corrélation obtenue entre les différents comptages est de 87 %.




© C. Saint-Andrieux/ONCFS

▲ *Récolte des glands dans les paniers suspendus.*

Relation entre valeurs des fruits dénombrés au sol et fruits collectés dans les paniers

Nous observons une très bonne corrélation entre le nombre de glands comptés au sol et le nombre de glands récoltés dans les paniers (***figure 4*** – 87 % ; s = 57684,13, p-value < 2,2e-16, rhô = 0,87). De plus, ces nombres semblent être du même ordre de grandeur.

Les résultats montrent que la méthode indiciaire peut fournir une indication solide pour apprécier une présence plus ou moins importante de glands tôt en saison, et cela de manière rapide et relativement robuste, en accord avec les travaux de Graves (1980). L'acquisition de données supplémentaires, notamment en année de forte à très forte fructification, paraît nécessaire afin de confirmer la qualité des classes d'indices retenues pour l'instant. Cette approche indiciaire complétée d'un comptage au sol a été retenue pour sa mise en œuvre dans le cadre de l'observatoire sanglier.

Quand faut-il compter les glands ?

Des paniers de récolte ont été installés sur des chênes du TEE de Châteauvillain, afin d'observer la phénologie de la chute des glands. La ***figure 5*** montre les variations temporelles dans la chute des fruits sur 30 arbres suivis entre 2010 et 2016. Seules quatre de ces sept années ont pu servir de référence pour décrire un patron de chute des fruits. Pour deux d'entre elles, celui-ci est de type uni-modal avec, en 2010 et en 2016, un pic qui intervient assez tôt en saison, vers la semaine 36 ou 37 (première quinzaine de septembre). Pour la troisième année (2014), le pic intervient plus tard, en semaine 40 (première semaine d'octobre). Enfin, l'année 2011 montre un patron bimodal avec un premier petit pic de chute de fruits en semaine 37, puis un second un peu plus conséquent en semaine 41. À partir de l'ensemble des observations sur le TEE de Châteauvillain, il apparaît que l'essentiel des fruits est tombé la dernière semaine d'octobre (semaine 43) et/ou la première semaine de novembre (semaine 44 – ***figure 5***). Cette période semble donc être la plus propice pour mettre en place un comptage de glands au sol sur le TEE de Châteauvillain.

Synthèse : avantages et inconvénients des méthodes de comptage testées (*tableau 4*)

Comptage au sol

Avantages

1 – Simplicité et rapidité d'exécution lorsque peu de fruits.
2 – Possibilité de prélever des fruits.
3 – pas de contrainte liée au houppier.

Inconvénients

1 – Comptage fastidieux lorsque beaucoup de fruits en mélange dans les feuilles.
2 – Contrainte liée à la densité de végétation au sol.
3 – Contrainte liée aux microreliefs.
4 – Exposition accrue aux différents consommateurs dont les ongulés.
5 – Information tardive.

Comptage sur branches

Avantages

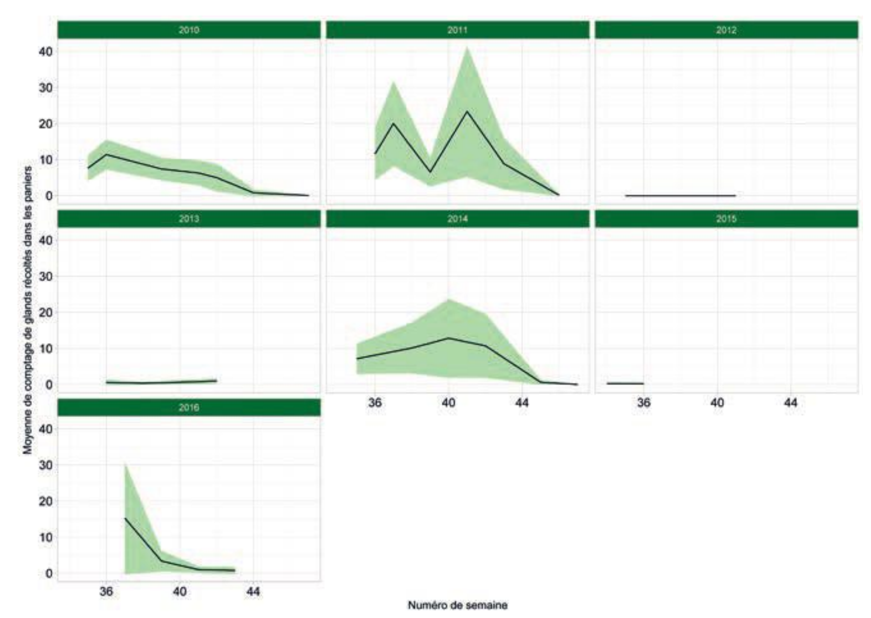
1 – Simple et rapide en fonction du protocole défini (quelques minutes).
2 – Information disponible tôt en saison.
3 – Formation rapide du jugement d'un observateur novice (1 heure maximum) pour attribution à la classe d'indices adéquate.

Inconvénients

1 – Dépend fortement des conditions de visibilité dans les houppiers aux points cardinaux.
2 – Biais opérateur possible pour détecter les fruits dans le houppier si novice.
3 – Il doit exister un phénomène de saturation du comptage sur uniquement 15 secondes lors de fortes fructifications.

Figure 5 **Représentation du profil de chute des glands enregistré pour sept saisons sur le TEE de Châteauvillain.**

Le graphique montre le nombre moyen de glands récoltés dans les paniers au cours du temps en fonction des années. Le temps est indiqué par le numéro de la semaine concernée dans l'année (semaine 36 = début septembre, semaine 40 = début octobre, semaine 44 = début novembre). La courbe noire représente la moyenne du nombre de glands comptés et les zones vertes les intervalles de confiance.



Attribution d'indices

Avantages

1 – Simple et rapide en fonction du protocole défini (quelques minutes).

2 – Plus grande souplesse d'observation tout autour de l'arbre et/ou à distance (pas forcément aux points cardinaux).

3 – Information disponible tôt en saison.

4 – Formation rapide du jugement d'un observateur novice (1 heure maximum) pour attribution à la classe d'indices adéquate.

Inconvénients

1 – Dépend de la structure du peuplement et donc des conditions de visibilité des houppiers (taillis sous futaie ou futaie).

2 – Biais opérateur possible pour détecter les fruits dans le houppier.

Collecte dans les paniers

Avantages

1 – Comptage qui se veut le plus exhaustif.

2 – Protection relative contre la consommation des fruits par la faune.

3 – Permet la collecte directe des fruits pour d'autres analyses.

4 – Simplicité de la collecte des fruits dans les paniers.

Inconvénients

1 – Logistique qui peut être assez lourde ; nécessite de construire des dispositifs de collecte de fruits et l'installation de ces dispositifs (soit suspendus, soit au sol).

2 – Information disponible assez tard en saison (après la chute des fruits).

3 – Besoin de matériel encombrant (échelle) pour accéder aux paniers suspendus.



▲ *Le suivi de la date de chute des glands indique que la meilleure période pour le comptage au sol dans le nord-est de la France se situe entre fin octobre et début novembre.*

Conclusions

1 – Sur la RNCFS de La Petite-Pierre et le TEE de Châteauvillain, les dénombrements des fruits par différentes méthodes fournissent des tendances d'appréciation de la fructification concordantes, bien que la précision des quantités de fruits obtenues diffère. Les méthodes de comptage ou d'indice dans le houppier permettent d'obtenir une information tôt en saison, laissant le temps au gestionnaire de formuler et d'ajuster des préconisations de gestion vis-à-vis des ongulés sauvages dont la démographie peut bénéficier de cette ressource naturelle. Toutefois, les contraintes de visibilité dans le houppier et l'appréciation de la qualité des fruits produits (grosseur par exemple) encouragent à compléter cette première approche par un comptage au sol sur quadrat.

2 – L'utilisation d'indices évalués sur le TEE de Châteauvillain apparaît être une méthode simple, rapide et fiable pour estimer l'importance de la fructification tôt en saison, malgré les difficultés d'observation dans les houppiers. Cette méthode a été retenue dans le cadre de l'observatoire sanglier, complétée par un relevé au sol qui permet de renforcer la performance de l'estimation de la fructification.

3 – Dans le nord-est de la France, le pic de chute des glands est atteint dans la deuxième quinzaine d'octobre et le comptage au sol devrait idéalement être réalisé de fin octobre à début novembre. Pour d'autres territoires, la période optimale est encore à définir.

4 – Comme nous l'avons succinctement synthétisé ci-dessus, l'utilisation d'une méthode ou d'une combinaison de plusieurs méthodes dépendra de l'objectif fixé par le gestionnaire, ainsi que des moyens humains et matériels disponibles. Le choix peut dépendre aussi du degré de précision souhaité (en quantité et en qualité) dans la mesure de la fructification. Un panachage de méthodes simples (indices sur houppier et comptage au sol) nous est apparu être un bon compromis dans le cadre de l'observatoire sanglier. À travers ce suivi déjà initié, nous espérons arriver à consolider la mise au point d'un outil pratique, simple et rapide d'utilisation pour apprécier une fructification et son effet sur la démographie du sanglier. Ce travail a



▲ *Les années de bonne glandée favorisent les marcassins.*

Tableau 4 Synoptique des avantages et inconvénients des différentes méthodes testées.
Croix verte : avantage ; croix rouge : inconvénient.

Critère d'appréciation	Comptage sol	Comptage branche	Appréciation d'indice	Collecte dans paniers
Simplicité de mise en œuvre	X (verte)	X (verte)	X (verte)	X (rouge)
Possibilité de prélèvement de fruits	X (verte)	X (rouge)	X (rouge)	X (verte)
Temps de réalisation lorsque peu de fruits	X (verte)	X (verte)	X (verte)	X (rouge)
Temps de réalisation lorsque beaucoup de fruits	X (rouge)	X (verte)	X (verte)	X (rouge)
Contraintes liées à la végétation basse et/ou feuilles mortes, microrelief et/ou pente	X (rouge)	X (verte)	X (verte)	X (verte)
Contraintes liées à la végétation haute (taillis sous futaie)	X (verte)	X (rouge)	X (rouge)	X (verte)
Contrainte liée à un effet de saturation du comptage	X (verte)	X (rouge)	X (verte)	X (verte)
Exposition potentielle à un large spectre de consommateurs (insectes, oiseaux, mammifères)	X (rouge)	X (verte)	X (verte)	X (verte)
Précocité de l'information dans l'année pour le gestionnaire	X (rouge)	X (verte)	X (verte)	X (rouge)

été mis en œuvre à une échelle nationale, pour pouvoir embrasser un panel de situations contrastées (Saint-Andrieux, 2018). Outre l'impact sur la démographie, la mesure de la fructification forestière pourra sans doute aussi permettre d'anticiper les dégâts du sanglier sur les cultures agricoles (plus intenses en l'absence de fruits forestiers). Un travail collaboratif est engagé en ce sens.

Remerciements

Merci à Marc Marchi (ONCFS) pour la réalisation des différents dispositifs de collecte des glands, ainsi qu'à Serge Brandt et à Jean-Luc Hamann (ONCFS) qui ont initié et supervisé la mise en place des travaux sur le terrain. Nos remerciements vont aussi aux nombreux stagiaires et vacataires ayant participé à cette étude. ●

Bibliographie

- Côté, S. D., Rooney, T.P., Tremblay, J.-P., Dussault, C. & Waller, D.M. 2004. Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 113-147.
- https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105725
- Graves, W.C. 1980. Annual oak mast yields from visual estimates. *In:* Plumb, T.R. (Ed.), *1979. Proceedings of symposium on the ecology, management, and utilization of California oaks*; Claremont. CA. Gen. Tech. Rep. PSW-44. Berkeley, CA: Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture: 270-274.
- Isagi, Y., Sugimura, K., Sumida, A. & Ito, H. 1997. How does masting happen and synchronize? *Journal of Theoretical Biology* 187(2): 231-239. https://doi.org/10.1006/jtbi.1997.0442.
- Janzen, D.H. 1971. Seed predation by animals. *Annual review of ecology and systematics 2*(1): 465-492. https://doi: 10.1146/annurev.es.02.110171.002341.
- Koenig, W.D., Mumme, R.L., Carmen, W.J. & Stanback, M.T. 1994. Acorn production by oaks in central coastal California; variation within and among years. *Ecology* 75(1): 99-109.
- Maillard, D. 1996. *Occupation et utilisation de la garrigue et du vignoble méditerranéen par le sanglier (sus scrofa* L.*)*. Thèse Doct. Biologie des populations et des écosystèmes, Univ. Aix-Marseille 3. 324 p.
- Perry, R.W. & Thill, R.E. 1999. Estimating mast production: an evaluation of visual surveys and comparison with seed traps using white oaks. *Southern Journal of Applied Forestery* 23(3): 164-169.
- Saint-Andrieux, C. 2018. L'observatoire reproduction du sanglier et fructification forestière : bilan de deux années de suivi. *Réseau Ongulés sauvages, Lettre d'information* n° 22 : 10-13.
- Schermer, E., Boulanger, V., Delzon, S., Said, S., Focardi, S., Guibert, B., Gaillard, J.-M. & Venner, S. 2016. Fluctuations des glandées chez les chênes : mieux les comprendre pour mieux gérer la régénération des chênaies. *Les Rendez-Vous techniques de l'ONF* n° 50 : 21-28.
- Silvertown, J.W. 1980. The evolutionary ecology of mast seeding in trees. *Biological Journal of the Linnean Society* 14(2): 235-250. https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1980.tb00107.x.

Sénégal : le Parc national des oiseaux du Djoudj, un monument naturel menacé


© P. Triplet

▲ *Marigot envahi par la végétation aquatique (chou du Nil en avant-plan et typha en arrière-plan).*

Patrick Triplet[1], **Ibrahima Gueye**[2], **Samba Sarr Guissé**[2]

[1] *OMPO, Institut européen pour la gestion des oiseaux migrateurs et de leurs habitats – 59, rue Ampère, 75017 Paris.*
[2] *Direction des Parcs nationaux – BP 5135 Dakar, Sénégal.*

Contact : Patrick.triplet1@orange.fr

Sédimentation, développement de la végétation aquatique, rejets d'eaux en provenance des rizières sont trois facteurs de risque cumulés qui pèsent fortement sur le fonctionnement à long terme du Parc national des oiseaux du Djoudj, l'un des principaux quartiers d'hivernage de nombreuses espèces d'oiseaux d'eau afro-tropicales ou d'origine euro-asiatique. Il n'est pas encore trop tard pour freiner ces menaces, mais le temps presse.

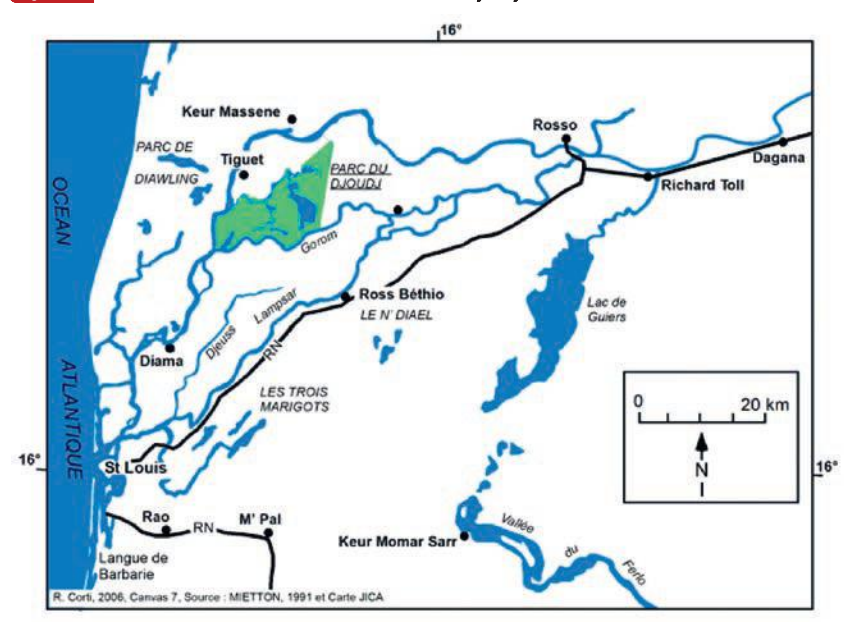
Le delta du fleuve Sénégal, grand quartier d'hivernage pour les oiseaux d'eau, tire l'essentiel de son attrait du Parc national des oiseaux du Djoudj (PNOD) où différentes espèces se concentrent d'octobre à avril. De ce fait, le PNOD est également l'un des moteurs de l'économie touristique de la région de Saint-Louis. Des visiteurs venus d'Europe et d'Amérique du Nord, voire d'Asie, s'y rendent pour profiter d'un des rares sites au monde où plusieurs centaines de milliers d'oiseaux peuvent être observés par le plus grand nombre, sans avoir besoin de parcourir de longues distances sur des pistes et en toute sécurité.

Le PNOD souffre cependant de nombreuses menaces interagissant entre elles. Sans une mobilisation importante sur le long terme, conformément au plan de gestion 2017-2021 et sans nul doute à ceux qui le suivront, l'avenir du site pourrait devenir préoccupant. En effet, comme nous allons le voir dans cet article, ces menaces pourraient avoir des conséquences importantes sur de nombreuses espèces, tant afro-tropicales que d'origine paléarctique.

Le site

Le PNOD est localisé dans le delta du fleuve Sénégal, à 60 km au nord-est de Saint-Louis. Il est bordé au nord et au nord-ouest par la digue du fleuve Sénégal, au sud et à l'est par des marigots (***figure 1***). Sa création a été motivée par le souci des autorités sénégalaises et des organisations internationales de conservation de la nature de créer un sanctuaire naturel d'hivernage pour plusieurs centaines d'espèces d'oiseaux, qu'elles soient sédentaires ou migratrices entre l'Europe et l'Afrique.

Figure 1 Localisation du Parc national des oiseaux du Djoudj.



Entièrement situé dans les écosystèmes deltaïques du fleuve Sénégal, le PNOD se présente sous la forme d'un ensemble de terres basses, sans relief marqué. Les terrains qui le constituent sont récents et résultent de l'action simultanée du fleuve, de la mer et du vent. Cet ensemble de petites cuvettes est parcouru par un réseau de marigots qui relient les lacs (Grand Lac, Lamantin, Khar) et les mares.

Quelque 300 000 oiseaux d'eau hivernants…

Le PNOD accueille en moyenne 300 000 oiseaux d'eau en janvier [133 000-568 000] – (Triplet *et al.*, 2014). Il se situe en troisième position, derrière le delta intérieur du Niger au Mali et le lac Tchad, pour la quantité d'oiseaux présents en période hivernale dans ce qu'il est convenu d'appeler l'Afrique de l'Ouest (Trolliet *et al.*, 2007). S'y ajoute un effectif indéterminé de passereaux divers, dont des hirondelles de rivage (*Riparia riparia*), permettant d'estimer que le site accueille, chaque mois de janvier, plus d'un million d'oiseaux. Ces effectifs valent au parc d'être considéré comme l'un des sanctuaires principaux de l'Afrique occidentale pour des migrateurs paléarctiques. Environ 330 espèces ont été vues au moins une fois sur le site au cours des 40 dernières années (Gueye *et al.*, 2017) et le PNOD est d'importance internationale au titre de la Convention de Ramsar pour une vingtaine d'espèces. Les oiseaux sont originaires d'Afrique, d'Europe mais également d'Asie, d'Amérique du Nord et d'Amérique du Sud. Le PNOD est le lieu d'hivernage principal, ou tout au moins le seul connu, pour le phragmite aquatique (*Acrocephalus paludicola*), considéré comme le passereau nicheur en Europe le plus menacé au plan mondial (Bargain *et al.*, 2008 ; Arbeiter & Tegetmeyer, 2011 ; Tegetmeyer *et al.*, 2014). Ce site est également fréquenté par le flamant nain (*Phoeniconaias minor*), dont la population d'Afrique de l'Ouest est présente uniquement dans le bas delta du fleuve Sénégal (Gueye *et al.*, 2017).

…et des milliers de nicheurs

Des milliers d'oiseaux nichent régulièrement dans le parc, tels que le pélican blanc (*Pelecanus onocrotalus*) avec environ 5 000 couples, ainsi que d'autres espèces dont les effectifs nicheurs ne sont pas connus précisément : pélican gris (*Pelecanus rufescens*), tantale ibis (*Mycteria ibis*), héron bihoreau (*Nycticorax nycticorax*) spatule d'Afrique (*Platalea alba*) notamment.

Le mammifère le plus commun est le phacochère (*Phacochoerus africanus*). Le caracal (*Caracal caracal*), la genette (*Genetta genetta*), la civette (*Civettictis civetta*) et la mangouste ichneumon (*Herpestes ichneumon)* sont présents sans précision sur leur abondance. Le lamantin (*Trichechus senegalensis*) n'a pas été observé depuis 1990 et doit être considéré comme disparu du site.

La végétation du PNOD est caractérisée par la diversité des écosystèmes (aquatiques, semi-aquatiques, terrestres). Le tapis herbacé est constitué principalement de graminées et de cypéracées, dont la répartition spécifique est fonction de la salinité des sols et des conditions d'inondation (Triplet *et al.,* 1995).

Le Parc national des oiseaux du Djoudj est inscrit depuis le 11 juillet 1977 sur la liste des zones humides d'importance



▲ *Le PNOD est l'un des principaux sites d'hivernage pour les oiseaux d'eau en Afrique de l'Ouest (photo : dendrocygnes veufs).*

internationale de la Convention de Ramsar et, depuis octobre 1981, sur la Liste des sites du patrimoine mondial de l'Unesco. Il est également l'un des noyaux centraux de la Réserve de biosphère transfrontalière du delta du fleuve Sénégal, créée en juin 2005.


© P. Triplet

▲ *Bord de la digue, montrant la végétation morte de tamaris.*

Les facteurs de risque

Le PNOD souffre de nombreux problèmes qui menacent à terme son intégrité, en lien direct ou indirect avec le changement de régime hydraulique. Ces différentes menaces nécessitent des réponses appropriées, afin de garantir au site sa fonction d'accueil des oiseaux d'eau.

Une gestion de l'eau difficile

Le barrage de Diama, mis en service en 1986 et dont le niveau de retenue a été considérablement relevé à partir de 1992 avec le rehaussement des digues de la rive gauche, est l'élément accélérateur des problèmes écologiques. Les niveaux d'eau très hauts empêchent l'assèchement du site (voir plus bas), adoucissent les eaux et favorisent le développement de la végétation, notamment des espèces considérées comme envahissantes. Comme dans l'ensemble de la vallée du Sénégal, le typha (*Typha australis*) a envahi les marigots et les dépressions peu profondes. Cette situation nécessite un contrôle constant des écoulements, en enlevant chaque année une partie des bouchons occasionnés par l'accumulation de la matière organique de ces typhas. Ainsi, le lac du Lamantin, envahi en partie par la végétation, n'est désormais plus utilisable par les canards, après avoir eu des fonctions importantes pour ceux-ci pendant de nombreuses années.

Des plantes invasives ont également fait leur apparition (laitue d'eau *Pistia stratoites*, salvinie géante *Salvinia molesta*) et ont été maîtrisées par l'introduction de charançons spécialisés. Mais le parc, comme l'ensemble du delta, reste sous la menace de l'apparition d'autres espèces plus agressives encore, comme la jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*).

De plus, la pression hydrostatique du côté du fleuve fait ressortir le sel du côté du parc, tuant la végétation et transformant les abords de la digue en une vaste zone désertifiée.

La sédimentation

Les eaux entrant par les ouvrages du Djoudj et du Crocodile sont chargées de matériaux fins qui sédimentent et exhaussent les fonds progressivement, rendant possible et accélérant l'installation et le développement des typhas et d'espèces rivulaires (carex…). Le vent apporte également chaque année de grandes quantités de matériaux dans les lacs et les marigots. Un atterrissement (ensablement important et développement de la végétation terrestre) est ainsi noté au niveau du Grand Lac et se traduit par une diminution des surfaces inondables. La présence d'un mirador, aujourd'hui à plus de 500 m de l'eau, démontre qu'elle a reculé, dans cette zone proche, de près de 10 m par an. La sédimentation est élevée, d'une valeur proche de 3,5 cm par an ; à ce rythme, ce lac sera comblé d'ici 30 ans, ne permettant plus le stationnement des centaines de milliers de canards qui s'y remisent chaque période diurne de l'hiver européen. Du plan d'eau, il ne restera alors que les zones les plus profondes, dans un marais qui aura d'autres fonctions pour d'autres espèces.

La pression extérieure

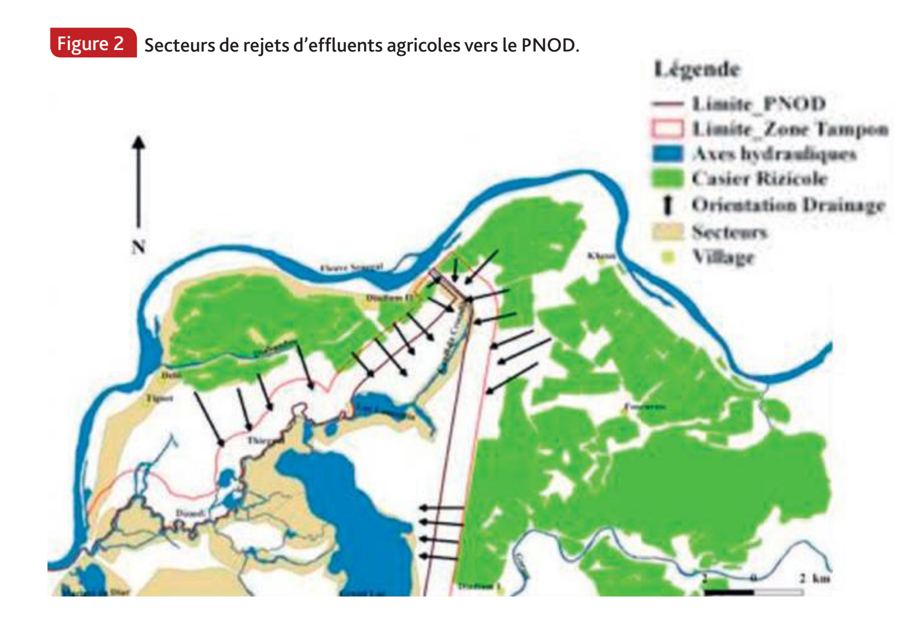
Le Parc national des oiseaux du Djoudj n'est pas isolé de son environnement. Dans la plus grande illégalité, des rizières ont empiété sur sa zone tampon et occupent plus de 20 % de sa superficie. Pire encore, les eaux de drainage des rizières situées dans les parties est, nord et centre-ouest du parc sont rejetées dans des canaux qui se déversent dans le parc (***figure 2***), apportant des fertilisants qui favorisent encore plus le développement des typhas.

La diminution des pâturages en périphérie, en raison de la création de rizières, augmente la pression des troupeaux de bovins que les propriétaires n'hésitent pas à faire entrer dans le parc en toutes saisons, alors que par tolérance ils ne sont acceptés qu'entre avril et juillet pour l'entretien de la végétation sèche.


© P. Triplet

▲ *Affleurement de sel.*

Figure 2 Secteurs de rejets d'effluents agricoles vers le PNOD.



Comment remédier à cette situation ?

Les travaux à mener sont de plusieurs ordres pour garantir l'utilisation du site par les populations d'anatidés.

1 – Isoler les lacs des entrées d'eau possibles en provenance des rizières. La solution envisagée consiste à créer une digue en périphérie est du PNOD en utilisant des matériaux extraits du Grand Lac, ce qui permettrait en même temps de reconquérir des zones actuellement en voie de comblement et donc de restaurer une partie du rôle de remise du lac. Cette digue permettrait par ailleurs d'améliorer la surveillance sur cette partie du parc, d'empêcher la divagation des troupeaux et de créer un nouveau circuit de découverte du PNOD. Le plan de gestion prévoit ainsi d'intervenir sur 500 ha du Grand Lac, auxquels il faut ajouter une intervention sur plus de 250 ha sur les autres lacs.

2 – Restaurer les vannes d'entrée d'eau, afin de pouvoir isoler le site et ainsi de l'assécher pour réduire la propagation des espèces végétales envahissantes. Il s'agit d'un élément important dans la gestion du site. Pas assez d'eau signifie pas suffisamment de zones favorables au stationnement diurne des anatidés et une mauvaise production de nénuphars, tandis que trop d'eau entraîne une prolifération des végétaux aquatiques qui obstruent les marigots et les chenaux.

3 – Déboucher les marigots pour augmenter les possibilités de circulation de l'eau, en particulier jusqu'au lac du Lamantin ; ce qui permettrait par ailleurs d'y accéder plus facilement et ainsi d'y suivre les stationnements d'oiseaux d'eau. Cela représente un linéaire de 22 km au sein des 16 000 ha que compte le parc.



▲ *Pirogue dans un marigot bordé de typhas.*

En conclusion

Le PNOD ne peut se permettre une diminution de ses possibilités d'accueil des oiseaux, tant en ce qui concerne sa fonction de remise que sa fonction de gagnage. En effet, les études menées depuis 1989 par les agents d'OMPO et de l'ONCFS (***encadrés 1 et 2***) mettent en évidence son rôle prépondérant dans les stationnements diurnes, et comme zone de gagnage, pour de nombreuses espèces d'oiseaux d'eau dans les zones de faible inondation riches en nénuphars. Ceci est d'autant plus important que les zones humides périphériques sont fortement menacées par l'assèchement (par blocage des voies d'eau) ou par la reconversion des espaces naturels, pour des raisons économiques.



▶ Encadré 1 • ONCFS et OMPO : trente ans de présence commune dans le delta du fleuve Sénégal

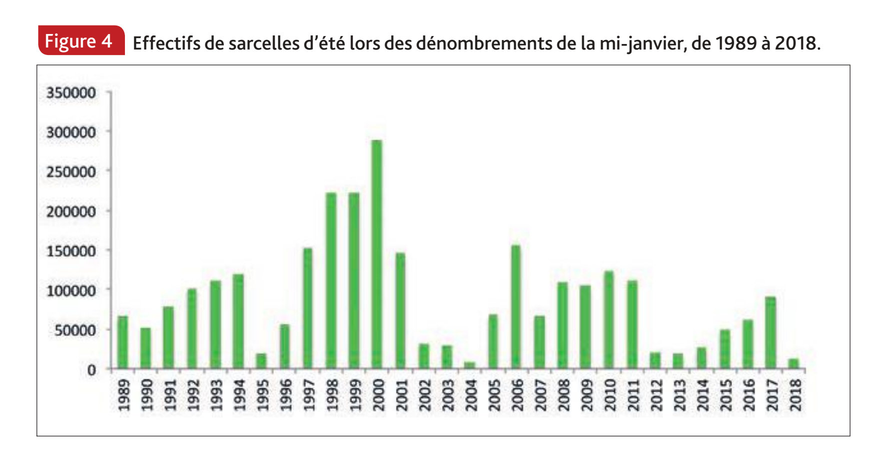
Lors d'une réunion sur les oiseaux migrateurs tenue à Bordeaux en octobre 1988, le nouveau directeur des parcs nationaux du Sénégal avait interpellé le directeur de l'ONC (devenu ensuite ONCFS), M. Jean Servat, et le président d'OMPO, M. Raymond Pouget, avec une phrase choc : « ne nous sevrez pas trop vite », afin que ceux-ci acceptent d'envoyer des agents qui pourraient aider à dénombrer les oiseaux d'eau, dans un premier temps dans le PNOD, puis dans l'ensemble du delta. C'est ainsi qu'une première mission de deux agents fut envoyée, au nom de l'ONC et d'OMPO, dès janvier 1989. Depuis cette date, chaque année, 1 à 4 agents OMPO/ONCFS ont contribué aux opérations de dénombrements dans le delta, à l'amélioration de la connaissance du statut des espèces en lien avec les aménagements hydro-agricoles, qui ont profondément modifié le delta au cours de cette période, et à la formation du personnel. Ce partenariat se prolonge actuellement avec le projet RESSOURCE (Renforcement d'expertise au sud du Sahara sur les oiseaux et leur utilisation rationnelle en faveur des communautés et de leur environnement) qui vise à améliorer la gestion des ressources naturelles des grandes zones humides sahéliennes dont les populations locales tirent de nombreux bénéfices, notamment en termes de sécurité alimentaire et de développement local. Les oiseaux d'eau constituent la ressource naturelle ciblée par le projet et le partenariat intègre leur dénombrement à la mi-janvier, la rédaction d'un plan de gestion, la connaissance des prélèvements (volet assuré par le CIRAD) et l'amélioration de la connaissance des relations entre la riziculture et l'avifaune aquatique. Ce projet entre donc totalement dans la démarche, engagée par OMPO et l'ONCFS, de contribuer à maintenir cet indispensable quartier d'hivernage qu'est le delta du fleuve Sénégal pour de nombreuses espèces d'oiseaux d'eau afro-tropicales et du paléarctique occidental.

▶ Encadré 2 • Canard pilet et sarcelle d'été, deux espèces sous surveillance

Les espèces partagées entre l'Europe et l'Afrique font l'objet d'une attention particulière. Le canard pilet et la sarcelle d'été sont les deux anatidés les plus abondants en hivernage dans le PNOD, et de manière plus générale dans le delta du fleuve Sénégal. Les fluctuations de leurs effectifs ne semblent correspondre à aucune règle. Ainsi, le pic enregistré pour le canard pilet (217 392 individus en janvier 2006 – ***figure 3***) a été suivi l'année suivante d'un des effectifs les plus bas observés au cours de ces trente années de dénombrement (28 026 individus, soit à peine plus que l'effectif le plus bas de 18 400 oiseaux enregistré en 2016).
Pour la sarcelle d'été, le pic a été obtenu en 2000 avec 288 000 oiseaux. Depuis, des phases d'abondance alternent avec des années où les effectifs sont excessivement réduits, l'effectif minimum ayant été enregistré en 2004 avec 8 968 oiseaux (***figure 4***).
Ces fluctuations ne signifient pas pour autant qu'il existe des variations d'effectifs au plan international. Des mouvements se produisent très certainement entre des zones dénombrées et d'autres qui ne le sont pas autant, ce qui peut altérer l'estimation des effectifs. Il reste cependant des parts de mystère dans l'importance des effectifs, car la dispersion des oiseaux le soir est très importante et ne permet pas une étude détaillée de leur exploitation des zones alimentaires. Seule l'analyse des contenus stomacaux a pu mettre en évidence le rôle important des graines de nénuphars dans le régime alimentaire, ce qui incite à conserver ce type d'habitats, voire à le développer à côté des zones de rizières afin de limiter l'exploitation de ces dernières par les canards.

Figure 3 Effectifs de canards pilets lors des dénombrements de la mi-janvier, de 1989 à 2018.

Figure 4 Effectifs de sarcelles d'été lors des dénombrements de la mi-janvier, de 1989 à 2018.



Le parc doit donc sauvegarder voire restaurer ses zones humides et sa possibilité d'accueillir des oiseaux. Il faut pour cela que les zones humides fonctionnent normalement, que la biodiversité ne soit pas affectée par le développement d'espèces végétales envahissantes et que des solutions soient apportées pour éviter que la sédimentation réduise les possibilités d'accueil des oiseaux.

Le plan de gestion 2017-2021 propose des solutions qui permettent de remédier à l'essentiel des menaces. Le coût de son application est estimé à 2,7 millions d'euros, une somme nécessaire pour garantir que, dans quelques années, les canards paléarctiques et afro-tropicaux, les flamants et le phragmite aquatique trouvent encore les conditions propices à leur séjour.



▲ *La sarcelle d'été (photo) et le canard pilet sont les deux anatidés les plus abondants en hivernage dans le PNOD.*

Bibliographie

- Arbeiter, S. & Tegetmeyer, C. 2011. Home range and habitat use by the Aquatic Warblers *Acrocephalus paludicola* on their wintering grounds in Northwestern Senegal. *Acta Ornithologica* 46: 117-126.
- Bargain, B., Le Névé, A. & Guyot, G. 2008. Première zone d'hivernage du phragmite aquatique *Acrocephalus paludicola* découverte en Afrique. *Ornithos* n° 6 : 411-425.
- Gueye, I., Kane, M. D., Sylla, S. I. & Triplet, P. 2017. *Plan d'aménagement et de gestion du Parc national des oiseaux du Djoudj (2017-2021)*. Direction des Parcs nationaux, Tropis. 150 p.
- Tegetmeyer, C., Frick, A. & Seifert, N. 2014. Modelling habitat suitability in the Aquatic Warbler wintering ground Djoudj National Park in Senegal. *The Ostrich*: 57-66.
- Triplet, P., Schricke, V. & Tréca, B. 1995. L'exploitation de la basse vallée du Sénégal par les anatidés paléarctiques. Une actualisation des données. *Alauda* n° 63 (1) : 15-24.
- Triplet, P., Diop, I., Sylla, S. I. & Schricke, V. 2014. *Les oiseaux d'eau dans le delta du fleuve Sénégal (rive gauche). Bilan de 25 années de dénombrements hivernaux (mi-janvier 1989-2014)*. OMPO, ONCFS, DPN, SMBS. 125 p.

Quelques références complémentaires de l'équipe OMPO/ONCFS sur le Parc national des oiseaux du Djoudj

- Benmergui, M., Girard, O., Mondain-Monval, J.-Y., Schricke, V., Trolliet, B., Lamarque, F. & Triplet, P. 2006. Le suivi des populations d'oiseaux d'eau migrateurs en Afrique subsaharienne (SPOMAS), premiers résultats. *ONCFS actualités* n° 58 : 4.
- Diop, I. & Triplet, P. 2013. Dénombrements d'oiseaux d'eau dans le delta du fleuve Sénégal, janvier 2013. *Bulletin AEWC*, mars 2013 : 2-3.
- Diop, M. & Triplet, P. 2000. Un fléau végétal menace le delta du fleuve Sénégal. *Bulletin de liaison et d'information d'OMPO* n° 22 : 63-65.
- Girard, O., Trolliet, B., Ibanez, F., Fouquet, M., Léger, F., Sylla, S.I. & Rigoulot, J. 1991. Dénombrements des anatidés dans le delta du fleuve Sénégal (janvier 1991). *Bulletin Mensuel ONC* n° 160 : 9-13.
- Girard, O., Triplet, P., Sylla, S.I. & Ndiaye, A. 1992. Dénombrements des anatidés dans le Parc national des oiseaux du Djoudj et ses environs (janvier 1992). *Bull. Mens. ONC* n° 169 : 18-21.
- Gomis, J., Diagne, C., Thiam, B. & Triplet, P. 2015. Synthèse ornithologique (oiseaux d'eau) du Parc national des oiseaux du Djoudj, année 2014. Rapport DPN, OMPO, ONCFS. 19 p.
- Pernollet, C., Fasola, M., Gueye, I., Guisse, S.S., Kane, A.S., Sylla, S.I., Triplet, P., Kane, M.D. & Fall, S.M. 2016. Atelier technique sur le développement de la riziculture, l'écotourisme et la conservation des oiseaux d'eau. Direction des Parcs nationaux. 23 p.
- Schricke, V., Triplet, P., Tréca, B., Sylla, I. & Perrot, M. 1990. Dénombrement des anatidés dans le bassin du Sénégal (janvier 1989). *Bull. Mens. ONC* n° 144 : 15-26.
- Schricke, V., Triplet, P., Tréca, B., Sylla, I. & Diop I. 1991. Dénombrement des anatidés dans le Parc national des oiseaux du Djoudj et ses environs (janvier 1990). *Bull. Mens. ONC* n° 153 : 29-34.
- Schricke, V., Benmergui, M., Ndiaye, S., Ould Messaoud, B., Diouf, S., M'Bare, C.O., Sylla, S.I., Amadou, B., Mondain-Monval, J.-Y., Mouronval, J.-B., Triplet, P., Lafond, J.-P. & Mehn, J. 1998. Oiseaux d'eau dans le delta du Sénégal en janvier 1998. *Bull. Mens. ONC* n° 239 : 4-15.
- Schricke, V., Benmergui, M., Diouf, S., Ould Messaoud, B. & Triplet, P. 1999. Oiseaux d'eau dans le delta du Sénégal et ses zones humides environnantes en janvier 1999. *Bull. Mens. ONC* n° 247 : 22-33.
- Schricke, V., Triplet, P. & Yésou, P. 2001. Contribution française à la connaissance des oiseaux d'eau paléarctiques hivernant dans le delta du Sénégal, *Alauda* n° 69 (1) : 135-148.
- Schricke, V., Benmergui, M., Diouf, S., Ould Messaoud, B., Leray, G., Dej, F. & Triplet, P. 2003. Oiseaux d'eau dans le delta du Sénégal et ses zones humides environnantes en janvier 2001. *Bull. liaison et information OMPO* n° 24 : 3-14.
- Schricke, V. & Triplet, P. 2008. Premières données sur le régime alimentaire du canard pilet *Anas acuta* dans le delta du Sénégal. *Alauda* n° 76 : 69-71.
- Triplet, P. & Yésou, P. 1994. Oiseaux d'eau dans le delta du Sénégal en janvier 1994. *Bull. Mens. ONC* n° 190 : 2-11.
- Triplet, P., Yésou, P., Sylla, I., Samba, E., Tréca, B., Ndaye, A. & Hamerlynck O. 1995. Oiseaux d'eau dans le delta du Sénégal en janvier 1995. *Bull. Mens. ONC* n° 205 : 8-21.
- Triplet, P., Schricke, V. & Yésou, P. 1996. L'hivernage des anatidés paléarctiques dans le delta du fleuve Sénégal. *Gibier Faune Sauvage* n° 13 : 1373-1375.
- Triplet, P. & Yésou, P. 1997. Contrôle de l'inondation dans le delta du Sénégal : les anatidés s'adaptent-ils aux nouvelles situations environnementales ? *Écologie* n° 28 : 351-363.
- Triplet, P., Sylla, I., Mouronval, J.-B., Benmergui, M., Ould Messaoud, B., Ndiaye, A., Diouf, S., Hamerlynch, O. & Hecher, N. 1997. Oiseaux d'eau dans le delta du Sénégal en janvier 1997. *Bull. Mens. ONC* n° 224 : 28-37.
- Triplet, P. & Schricke, V. 2000. Quelques informations sur le Parc national des oiseaux du Djoudj (Sénégal). *Bull. liaison et information OMPO* n° 22 : 59-62.
- Triplet, P. & Yésou, P. 2000. Controlling the flood in the Senegal delta : do waterfowl populations adapt to their new environment? *Ostrich* 71: 106 -111.
- Triplet, P., Diouf, S., Schricke, V. & Leray, V. 2003. Oiseaux d'eau dans le delta du fleuve Sénégal (rive gauche du fleuve) en janvier 2002. *Bull. liaison et information OMPO* n° 24 : 15-19.
- Triplet, P., Schricke, V., Diouf, S. & Yésou, P. 2004. Aménagements hydro-agricoles et anatidés dans le delta du fleuve Sénégal, relations entre les niveaux d'eau, la riziculture et les effectifs d'oiseaux. *Bull. liaison et information OMPO* n° 24 : 39-47.
- Triplet, P. & Schricke, V. 2007. Le delta du Sénégal : richesse et problèmes. *Aestuaria* n° 10 : 363-378.
- Triplet, P. & Schricke, V. 2009. Le delta du Sénégal : un grand site d'hivernage. *Le Saint-Hubert*, janvier 2009 : 24-27.
- Triplet, P., Schricke, V., Sylla, S.I. & Diop, I. 2009. Quel avenir pour les oiseaux d'eau dans le delta du Sénégal ? Situation actuelle et perspectives. OMPO, ONCFS, DPN. 69 p.
- Triplet, P., Gueye, I. & Guissé, S.S. 2017. Développement de la riziculture irriguée et conservation des oiseaux d'eau dans le delta du fleuve Sénégal : coexistence ou incompatibilité. *Alauda* n° 85 : 253-260.
- Trolliet, B., Fouquet, M., Triplet, P. & Yésou, P. 1993. Oiseaux d'eau dans le delta du Sénégal en janvier 1993. *Bull. Mens. ONC* n° 185 : 2-9.
- Trolliet, B., Girard, O., Benmergui, M., Schricke, V. & Triplet, P. 2007. Oiseaux d'eau en Afrique subsaharienne. Bilan des dénombrements de janvier 2006. *Faune sauvage* n° 279 : 4-11.
- Trolliet, B., Girard, O., Benmergui, M., Schricke, V., Boutin, J.-M., Fouquet, M. & Triplet, P. 2008. Oiseaux d'eau en Afrique subsaharienne. Bilan des dénombrements de janvier 2007. *Faune sauvage* n° 275 : 4-11.
- Yésou, P., Triplet, P., Sylla, I., Diarra, M., Ndiaye, A., Hamerlynck, O., Diouf, S. & Tréca, B. 1996. Oiseaux d'eau dans le delta du fleuve Sénégal en janvier 1996. *Bull. Mens. ONC* n° 217 : 2-9.

La circulation des véhicules terrestres à moteur dans les espaces naturels

Une lecture jurisprudentielle opportunément ferme d'un principe législatif d'interdiction affaibli



© P. Massit/ONCFS

Charlie Suas

ONCFS, Direction de la police – Saint-Benoist, Auffargis.

Si les pieds furent les organes de la circulation[1], pour beaucoup, ils ont depuis longtemps déjà été remplacés par leur prolongement qu'est la pédale ou son pendant, la poignée d'accélérateur.
Ce constat, même en dehors de toute urbanisation, soutenu dès les années 1970 par le développement des loisirs motorisés, a conduit à réglementer la circulation des véhicules dans les espaces naturels[2].
Ce développement des loisirs motorisés semble s'inscrire dans une tendance plus générale de regain d'intérêt[3] et de besoin d'appropriation de l'espace naturel[4], devenu méconnu pour une large majorité de la population urbaine.

1. Jean Charles, *La Foire aux cancres*, éd. Calmann-Lévy, coll. « Labiche », 1963.
2. Circulaire (circ.) du 13 mars 1973 relative à l'utilisation de véhicules tous terrains.
3. Molga, P. 2018. Regain d'intérêt pour les parcs naturels régionaux, *Les Échos*.
4. Mathieu, N., Morel-Brochet, A., Blanc, N., Gajewski, P.. Grésillon, L.,Hébert, F., Hucy, W. & Raymond, R. 2004. Habiter le dedans et le dehors : la maison ou l'Eden rêvé et recréé. *Strates*, mis en ligne le 14 janvier 2005, http://journals.openedition.org/strates/430, consulté le 23 avril 2018.

Ce besoin, tant de sensations fortes que de liberté et d'exploration, n'est pas sans conséquences. Comme le résume la Circulaire dite « Olin » du 6 septembre 2005[5], on peut aisément identifier les inconvénients liés à la circulation motorisée tels que les dangers liés aux conflits d'usage avec les autres utilisateurs de la nature, les atteintes à la faune, à la flore et aux habitats, le bruit qui est « tolérable dans l'ambiance sonore de nos cités, [mais qui] peut être excessif dans les endroits les plus calmes de notre territoire où les populations locales sont justement attachées à leur tranquillité, tranquillité que viennent aussi chercher en ces lieux promeneurs et touristes[6] », auxquels on peut ajouter les nuisances olfactives, les émissions de gaz d'échappement, « ressentis comme une agression pour les promeneurs[7] », et enfin les atteintes au droit de propriété « en causant des dommages (dégradations des chemins) et des troubles à l'exercice des activités traditionnelles[8] ».

Dès 1976, une circulaire émanant du ministre de la Qualité de la vie[9] mentionnait également « que l'intrusion d'engins à moteur dans des milieux naturels jusqu'ici sauvegardés, voire protégés, y provoque des troubles et des nuisances [...]. La faune, la flore, le silence et l'atmosphère de ces zones préservées sont et doivent rester des biens communs d'autant plus précieux... qu'ils sont plus rares, plus convoités et plus menacés ».

Généralisant les principes d'interdiction de circulation des véhicules à moteur appliqués à des espaces particuliers par les Lois Montagne de 1985 et Littoral de 1986, la Loi du 3 janvier 1991[10], de portée générale, a pris en considération la liberté fondamentale d'aller et de venir et a eu pour motivation première de préserver les intérêts de tous les usagers du milieu naturel et rural, tout en conservant l'idée directrice que le développement des loisirs motorisés est parfois difficilement compatible avec la protection de la nature[11].

Pourtant, la doctrine n'appelait pas de ses vœux, tout du moins en partie, l'adoption « d'un texte général visant la réglementation de l'utilisation des véhicules tout-terrain dans son ensemble [qui] risquerait d'opérer des simplifications abusives et des oublis[12] ».

Codifiée aux articles L. 362-1 et suivants du Code de l'environnement, ne sera pas étudiée ici l'intégralité des dispositions traitant de la circulation motorisée sur lesquelles les inspecteurs de l'environnement sont compétents. Dépassant le cadre de la circulation proprement dite, la partie traitant de l'ouverture de terrains pour la pratique de sports motorisés, l'organisation d'épreuves et de compétitions, l'utilisation d'engins motorisés conçus pour la progression sur neige et enfin la publicité présentant des situations infractionnelles feront l'objet d'articles ultérieurs. Aussi, la circulation est réglementée par d'autres textes spécifiques lorsqu'elle concerne certains lieux et espaces tels que les forêts, les digues et chemins de halage ou encore les parcs et réserves. Ainsi, la présente étude se consacrera, d'une part, à l'analyse au travers essentiellement de la jurisprudence des dispositions interdisant la circulation des véhicules en dehors des voies ouvertes à la circulation publique et, d'autre part, aux différentes limites et adaptations de ce principe d'interdiction.



▲ *Les vélos à assistance électrique ne sont pas considérés comme des véhicules à moteur ; il est donc possible de les utiliser dans les espaces naturels comme les cycles sans assistance électrique.*

L'interdiction générale de circuler en dehors des voies ouvertes à la circulation publique

Le principe général d'interdiction du « hors-pistes » issu de l'article 1er de la Loi du 3 janvier 1991 a été depuis codifié à l'article L. 362-1 du Code de l'environnement. Ce principe inchangé prévoit qu'« en vue d'assurer la protection des espaces naturels, la circulation des véhicules à moteur est interdite en dehors des voies classées dans le domaine public routier de l'État, des départements et des communes, des chemins ruraux et des voies privées ouvertes à la circulation publique des véhicules à moteur ». Il implique de s'interroger sur la notion de véhicule à moteur, mais aussi sur le statut des différentes voies dont il est question.

5. Circ. du 6 sept. 2005 relative à la circulation des quads et autres véhicules à moteur dans les espaces naturels.
6. Voir nbp n° 2.
7. Le Meur, S. 1998. La circulation des véhicules à moteur dans les espaces naturels. Quel bilan après sept ans d'application de la loi Lalonde ? Quelles perspectives d'évolution ? *Revue juridique de l'environnement* n° 1998-4 : 503.
8. Voir nbp n° 7.
9. Circ. du 25 juin 1976 du ministre de la Qualité de vie (non publiée).
10. Loi du 3 janvier 1991 relative à la circulation des véhicules terrestres dans les espaces naturels et portant modification du code des communes.
11. Voir nbp n° 7.
12. Levy-Bruhl, V. 1989. La réglementation de la pratique des sports motorisés en pleine nature. *Revue juridique de l'environnement* n°1989-2 : 121.

Une variété de véhicules à moteur, objets de l'interdiction de circuler

Si la notion de véhicule à moteur vise, selon le Code de la route[13], « tout véhicule terrestre pourvu d'un moteur de propulsion, y compris les trolleybus, et circulant sur route par ses moyens propres, à l'exception des véhicules qui se déplacent sur rails », au sens de la réglementation environnementale, la Circulaire de 2005 précise seulement qu'il s'agit d'« automobiles, motos, quads, engins spéciaux à moteur, etc. ».

Cette dernière notion amène à s'interroger sur certains cas particuliers.

Le gyropode[14] n'était initialement pas considéré par la Commission européenne[15] et le ministère des Transports[16] comme un véhicule puisque destiné à la circulation dans les bâtiments et sur les voies piétonnes. La problématique, ayant été appréciée dans l'environnement urbain, a pu conduire à une interprétation contraire aux autres préoccupations constitutionnelles et législatives dont les dispositions sur l'accès à la nature. L'application des règles sur la circulation routière s'envisage sans préjudice de celles issues du Code de l'environnement. La position ministérielle[17] a donc pu évoluer, soutenue par une formulation générale dans un sens restrictif. Il convient d'en déduire que le gyropode est désormais bien considéré comme un véhicule à moteur dont la circulation dans les espaces naturels est interdite.

Si la doctrine a pu affirmer que « le but des textes est de donner aux termes "véhicules à moteur" la définition la plus étendue possible, [...] on peut raisonnablement affirmer que, dès lors que le véhicule se déplace, non grâce à la force de l'homme, mais grâce à une mécanique qui lui est propre, l'interdiction s'appliquera[18] », il nous semble qu'il convient de la modérer au regard des nouveautés techniques apparues récemment.

La modération porte essentiellement sur les véhicules à assistance électrique (VAE). Ceux-ci deviennent des véhicules à moteur dès lors qu'ils sont dotés d'un moteur d'une puissance nominale continue de plus de 250 watts, s'interrompant à la vitesse de 25 km/h ou lorsque l'utilisateur ne pédale pas[19]. Ainsi, en dessous de ces prescriptions, il ne s'agit pas d'un véhicule à moteur au sens du Code de la route. Comme pour les cycles sans assistance électrique, il est donc possible de l'utiliser dans les espaces naturels.



© P. Massit/ONCFS

▲ *Une voie privée qui s'avère inaccessible à des véhicules motorisés autres que les 4x4 est considérée comme non ouverte à la circulation publique des véhicules à moteur.*

En fonction de l'évolution des comportements, la question pourra légitimement se poser pour d'autres véhicules à moteur récents que sont les gyroroues, trottinettes et autres skates électriques qui ne sont d'ailleurs pas autorisés à circuler sur les voies ouvertes à la circulation publique.

Une liste exhaustive des différentes catégories de voies ouvertes à la circulation publique

La question de la circulation des véhicules à moteur sur les voies du domaine public ne pose généralement pas de difficultés du seul fait de leur statut. Pour les chemins ruraux et les voies privées, la détermination de leur ouverture à la circulation publique peut s'avérer plus difficile.

Le chemin rural

Il fait partie du domaine privé de la commune, mais est affecté à l'usage du public par nature[20]. Cette présomption d'affectation se déduit de son utilisation comme voie de passage ou par des actes réitérés de surveillance ou de voirie de l'autorité municipale[21], voire de son inscription sur le plan départemental des itinéraires de promenade et de randonnée. À partir du moment où la voie est classée par des documents d'urbanisme comme chemin rural, la carrossabilité n'entre pas en ligne de compte. Lorsqu'aucun document d'urbanisme ne classe le chemin en tant que chemin rural, il conviendra alors de connaître réellement l'usage de la voie et de disposer d'indices suffisants pour établir sa nature.

Les voies privées

Qu'il s'agisse de chemins d'exploitations ou ayant pour but la communication et la desserte d'une propriété, leurs caractéristiques (impasse, revêtement, étroitesse) sont essentielles pour déterminer leur ouverture ou non à la circulation. C'est ainsi que la Circulaire Olin dresse une liste non exhaustive des chemins non ouverts à la circulation publique. Il s'agit notamment des sentiers simplement destinés à la randonnée pédestre[22], des tracés éphémères[23], des chemins de terre non entretenus[24], des emprises non boisées du fait de la présence d'ouvrages souterrains, des bandes pare-feu et des itinéraires clandestins.

Pour les voies privées, qu'elles appartiennent à un propriétaire public ou privé,

13. Art. L. 110-1 du Code de la route.
14. Pour une définition : Journal officiel (JO) du 26 mai 2009, p. 8729.
15. Question écrite P-1648/03 - 92003E1648 - posée par K. Van Brempt (PSE) à la Commission. Segway. JO n° 011 E du 15 janvier 2004, p. 0205-0206.
16. Lettre du ministère des Transports au fabricant en date du 8 janvier 2003.
17. Question à l'AN n° 78152. Réponse publiée au JO le 07 sept. 2010, p. 9681.
18. Pauliat, H. 1992 La réglementation de la circulation dans les espaces naturels. *Actualité législative Dalloz* n°12 : 117.

19. Art. R. 311-1 du Code de la route.
20. Art. L. 161-1 à L. 161-13 du Code rural et de la pêche maritime.

21. Cour de cassation (Cass.), 3e chambre civile, 3 avr. 2007, 06-12.159, inédit.
Cass., 3e chambre civile, 9 mai 2004, 03-12.234, publié au bulletin.
22. Cass., chambre criminelle (crim), 9 juin 1999, 97-84943.
23. CA-corr LYON, 18 mai 2009, 0800890.
24. Cass., crim, 9 avr. 1973, *bull. crim.* n°182 : 440.



© P. Massit/ONCFS

▲ *Le maire peut prendre un arrêté pour interdire ou restreindre l'accès de certaines voies aux véhicules afin de préserver la tranquillité publique, la qualité de l'air ou la protection des espèces et des milieux.*

quand bien même elles apparaissent carrossables, il convient donc en principe de s'enquérir auprès du propriétaire de la possibilité d'y circuler.

Pour autant, par le passé, la jurisprudence a pu considérer que, si un chemin relie des habitations, des hameaux, s'il est carrossable (bitumé, empierré ou bien entretenu), alors il est présumé ouvert et cette présomption d'ouverture ne tombera que par l'établissement d'un dispositif de fermeture (barrière, panneau, plots…) implanté par le propriétaire du chemin[25]. Un tel positionnement a été revu par la Cour de cassation, selon laquelle rien n'impose l'implantation d'une signalisation ou l'intervention de dispositions réglementaires pour assurer le caractère fermé de la voie[26]. Cela est d'autant plus évident en présence d'un chemin comprenant des ornières, passages mouilleux, démontrant l'absence d'entretien normal du chemin, ou dont l'étroitesse non adaptée pour supporter un transit régulier amène à déduire que le chemin est fermé à la circulation, y compris s'il ne comporte pas de panneaux ou de barrières[27]. D'ailleurs, le seul fait que l'itinéraire est inaccessible aux véhicules qui ne sont pas équipés de quatre roues motrices est suffisant pour considérer qu'il n'est pas ouvert à la circulation publique des véhicules à moteur[28].

En résumé, soit la voie privée ne permet pas à tout véhicule d'y circuler, soit elle est carrossable et le propriétaire peut être opposé à ce que le public y circule. Ce n'est donc pas parce que la voie ne comporte pas d'interdiction formelle qu'il est possible d'y circuler. Bien que rien ne l'impose, pour assurer l'information des tiers et donc la matérialité de l'éventuelle infraction, nous ne pouvons que conseiller, face à une voie carrossable, d'y matérialiser par tout moyen la volonté du propriétaire.

En somme, la position jurisprudentielle antérieure à la loi du 3 janvier 1991, selon laquelle l'ouverture à la circulation publique d'une voie est laissée à l'appréciation souveraine des juges du fond[29], est donc toujours applicable dès lors qu'aucun texte, ou matérialisation d'une interdiction, n'est intervenu pour classer la voie dans telle ou telle catégorie.

Quel que soit l'itinéraire emprunté, il est indispensable de se renseigner localement afin de connaître la véritable nature des voies.

L'instauration d'un principe général d'interdiction de la circulation des véhicules à moteur dans les espaces naturels ne saurait fonctionner sans la prise en compte de situations nécessitant une appréciation spécifique.

Les importantes adaptations aux règles de circulation

Si par sa définition l'interdiction de circuler se veut générale, elle ne s'applique pas pour autant de manière uniforme. En effet, sur certains terrains, il reste possible en fonction des activités qui y sont conduites d'y déroger, mais également d'interdire la circulation là où l'on pourrait légitimement penser qu'elle est autorisée.

L'article L. 362-2 du Code de l'environnement dispose que « L'interdiction prévue à l'article L. 362-1 ne s'applique pas aux véhicules utilisés pour remplir une mission de service public.

Sous réserve des dispositions des articles L. 2213-4 et L. 2215-3 du Code général des collectivités territoriales, l'interdiction ne s'applique pas aux véhicules utilisés à des fins professionnelles de recherche, d'exploitation ou d'entretien des espaces naturels et elle n'est pas opposable aux propriétaires ou à leurs ayants droit circulant ou faisant circuler des véhicules à des fins privées sur des terrains appartenant auxdits propriétaires ».

L'on distingue d'ores et déjà que, par principe, l'interdiction de circulation ne s'applique pas aux véhicules utilisés dans le cadre d'une mission de service public, et dans le second alinéa les autres activités ne sont pas non plus soumises à une interdiction de circulation sauf si le maire ou le préfet en a décidé autrement.

Un pouvoir de limitation des règles de circulation entre les mains des autorités locales

Les pouvoirs du maire ou du préfet permettent en pratique d'interdire ou de réglementer la circulation sur les voies où cela est en principe autorisé sans restriction. Ces pouvoirs s'exercent en application de la police de la circulation et du stationnement prévue aux articles L. 2213-4 et L. 2215-3 du Code général des collectivités territoriales.

Par arrêté, le maire peut interdire ou soumettre à des prescriptions particulières l'accès de voies aux véhicules dont la circulation serait de nature à compromettre soit la tranquillité publique, soit la qualité de l'air, soit la protection des espèces animales ou végétales, soit la protection des espaces naturels, des paysages ou des sites ou leur mise en valeur à des fins esthétiques, écologiques, agricoles, forestières ou touristiques. Ces conditions pourraient concerner autant les horaires qu'un cheminement particulier, la vitesse maximale autorisée ou encore les niveaux sonores admissibles.

---

25. Voir nbp n° 7.
26. Guihal, D. 2016. Droit répressif de l'environnement, *Economica*, 4e éd.
Cass., crim, 18 févr. 2003, 0280018 ; Cass., crim, 24 avr. 2007, 06-87874.
27. Cass, 14 juin 1995, 1099.
28. Léost, R. 2008. Note, *Annale voirie* no 130 : 16.
29. Cass., ass. plén., 5 févr. 1988, *Bull. civ.* no 58.

Le préfet détient un pouvoir identique dès lors qu'il l'exerce sur le territoire de plusieurs communes ou lorsqu'il aura, de manière infructueuse, mis en demeure le maire d'agir.

Quelle que soit l'autorité à l'origine de l'acte, il ne sera pas possible de prévoir une interdiction générale et absolue[30]. La mesure devra nécessairement être motivée et adaptée au but poursuivi, en prenant en compte les circonstances de temps et de lieu. Cette prise en compte devra se concrétiser par la désignation des voies et des secteurs précis de la commune concernés par l'interdiction[31]. Aussi, si les circonstances l'imposent, la mesure prise pourrait ne pas avoir à être limitée dans le temps[32].

À titre d'exemple, l'arrêté municipal peut avoir pour objectif la lutte contre l'érosion et la dégradation des chemins par le passage répété des véhicules[33], ou encore pour mettre fin à des dépôts sauvages, au décantonnement de la faune sauvage présente dans le secteur, voire pour tenir compte de la présence d'une flore spécifique[34]. Dans une autre espèce, il a été jugé que l'arrêté du maire interdisant les véhicules 4X4 dans une zone forestière de la commune afin d'assurer la tranquillité des promeneurs et de préserver cet espace naturel ne portait pas atteinte au principe de liberté de circulation, et ce, quand bien même cela occasionnerait un allongement de parcours[35] (*encadré 1*).

▶ Encadré 1 • La matérialisation de l'interdiction de circuler

Contrairement aux voies privées pour lesquelles la réglementation n'impose aucune obligation de matérialiser l'interdiction de circuler, lorsqu'il s'agit d'une voie publique ou d'un chemin rural, la fermeture pour des mesures de police prises par arrêté municipal ou préfectoral doit impérativement être matérialisée par un panneau d'interdiction réglementaire, par exemple de type B0 ou B7b. La justification de l'absence d'obligation de matérialisation de l'interdiction de circuler réside dans le seul fondement du droit de propriété. C'est ainsi que pour une voie privée, quand bien même elle appartient à une personne publique, le maire agit comme le ferait un propriétaire privé et sans avoir besoin de justifier sa décision, comme c'est le cas pour les voies publiques et les chemins ruraux sur la base de l'article L. 2213-4 du CGCT.



▲ *Panneau de type B7b.*

Les adaptations prévues par la loi ne sont pas toutes dans un sens restrictif. En effet, les dérogations justifiées par certaines activités conduisent à limiter la portée de l'interdiction.

D'amples dérogations à l'interdiction de circulation pour la conduite d'activités variées

L'interdiction générale de circulation dans les espaces naturels ne s'applique bien évidemment pas aux véhicules à moteur utilisés pour remplir une mission de service public (missions de police permettant accessoirement de contrôler le respect de l'interdiction de circuler, autres missions d'intérêt général comme la lutte contre les incendies, travaux d'installation ou d'entretien des équipements de transport d'énergie, de télécommunications, entretien des plages, services de secours…). Il va de soi que la poursuite de ces objectifs ne souffre d'aucune contestation.

Ce n'est pas le cas de l'ensemble des activités pour lesquelles le maire ou le préfet peut réglementer la circulation en dehors des voies ouvertes à la circulation publique.

La première catégorie d'activités regroupe celles où un véhicule est utilisé à des fins professionnelles de recherche, d'exploitation ou d'entretien des espaces naturels. Ces notions recouvrent notamment le cas des véhicules de chantier, de secours, les différents engins agricoles ou aquacoles, les matériels d'exploitation et de travaux forestiers. Face aux différentes situations qui se présentent, il appartient alors à l'agent de déterminer si la circulation constatée s'exerce sous couvert d'un motif professionnel. L'activité privée est exclusive de toute reconnaissance d'une activité professionnelle. Il a fallu également que le juge distingue selon différentes activités professionnelles. En effet, le développement de l'activité de loueur de moto-neige, de quads et autres engins ne correspond pas à de l'exploitation de l'espace naturel, mais demeure une activité professionnelle de loisir[36]. Sans que cela soit ici l'espace de commenter plus amplement l'impact environnemental des activités d'exploitation de l'espace (agricoles, sylvicoles, exploitation de carrières…), on peut légitimement s'interroger sur la comparaison avec l'impact de l'activité des loueurs d'engins de loisirs.

La seconde catégorie d'activités concerne celles exercées par le propriétaire du terrain ou ses ayants droit. L'ayant droit correspond à la personne disposant d'un droit accordé par le propriétaire et conformément au droit des contrats,

30. CE, 22 juin 1951, *Daudignac*, *Lebon*, p. 362 ; CAA Bordeaux, 28 mai 2002, *Nélias,* 99BX00597.
31. CAA Lyon, 10 févr. 2005, 99LY01092.
32. CE, 12 déc. 1997, *Commune d'Aydat*, 173231.
33. Billet, P. 1999. Note. *Revue juridique de l'environnement* : 157 ; CE 12 déc. 1997, Association Les crapahuteurs de la Colombière, Lebon ; CAA Lyon, 29 mars 2001, Association Centre de promotion des loisirs verts et routiers, 97LY01422.
34. CAA Douai, 22 mars 2001, *Durand,* 98DA12557.
35. Billet, P., Untermaïer, J. 1996. Note. *Revue juridique de l'environnement* n° 1-2 : 186 ; Tribulnal administratif (TA) d'Amiens, 5 avril 1995, *Desmaret,* 91728 ; *Revue juridique de l'environnement*, 1996, p. 341 : TA Amiens, 12 mars 1996, *Dermigny c. Commune de Salency* ; Bon, P. 1992. Police municipale voies ouvertes ou non ouvertes à la circulation publique. 1999-2.
36. Gauvin, F. 2002. Note. *Jurisclasseur périodique*, éd. générale II, 10056 : Cass., crim., 3 avr. 2001.

celui-ci n'est pas nécessairement écrit. Il peut s'agir de l'usufruitier, du preneur à bail, de la personne autorisée à pêcher ou à chasser ou détenant un droit de pêche ou de chasse, ou l'acheteur de coupes de bois. Il appartient au propriétaire de prévoir dans les clauses des contrats les éventuelles conditions de circulation, mais également à l'ayant droit d'apporter la preuve du droit qu'il prétend détenir[37]. À défaut de stipulations particulières, l'ayant droit circule librement sur la propriété sur laquelle il dispose d'un droit. Cette liberté de circulation reste limitée à un usage normal et exclut un usage collectif par des pratiquants de sports motorisés[38]. En effet, cette pratique étant encadrée par ailleurs, un propriétaire ne saurait se soustraire à l'obligation d'obtenir les autorisations idoines[39].

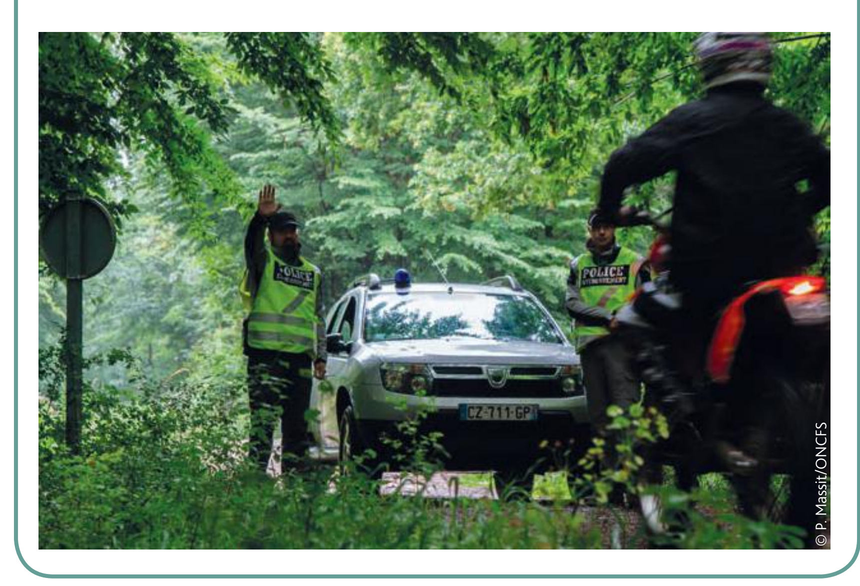
D'aucuns ont pu s'offusquer que soit privilégiée la liberté individuelle du propriétaire face au but de protection de l'environnement[40]. Si l'on peut reconnaître qu'il s'agit d'une catégorie fourre-tout permettant de faire tomber l'interdiction de circulation dans nombre de cas, il n'en demeure pas moins qu'il est nécessaire d'examiner la réglementation environnementale dans son ensemble. D'autres dispositions, telles que celles consacrées à la dégradation et à l'altération de l'habitat d'espèces protégées[41], à la perturbation intentionnelle ou encore en vertu d'un arrêté de protection de biotope, pourraient selon les circonstances trouver à s'appliquer. La propriété ne conduit pas à détenir un blanc-seing valant permis de tout faire.

Encadré 2 • Infractions à la circulation en espaces naturels relevées par les services de l'ONCFS de 2010 à 2017



En 2017, les infractions liées à la circulation de véhicules dans les espaces naturels ont représenté 8,8 % du nombre total d'infractions environnementales relevées par les services de l'ONCFS.

(Source : ONCFS, Direction de la police)



© P. Massit/ONCFS

Conclusion

Si dans le royaume du tout voiture, malgré un timide regain de l'espace piétonnier, « le piéton reste un microbe qui vit dans les artères et gêne la circulation[42] », les espaces ruraux et naturels arrivent pour l'instant à conserver un caractère essentiellement piétonnier. Pour autant, le développement croissant des loisirs motorisés pourrait conduire à mener des réflexions sur l'encadrement de ces pratiques, ainsi que sur le degré de l'infraction[43] retenue selon le degré de protection de l'espace, pour assurer plus de cohérence au dispositif. En tout état de cause, l'idée qu'elle ne saurait aller dans le sens d'un assouplissement est largement partagée[44].

37. Cass., crim, 24 avr. 2007, 06-87874.
38. TA Grenoble 3 oct. 2017, 1502070 *Ass. FRAPNA*.
39. Art. L. 362-3 du Code de l'environnement, L. 421-2 du Code de l'urbanisme et R. 331-20 et suivant du Code du sport.
40. Voir nbp n°19.
41. Tribunal de grande instance de Lons-le-Saulnier, 9 mars 2018, 245/18. En l'espèce, altération de station d'espèces protégées du fait de surpâturage et circulation à cheval.
42. Marcel Achard.
43. Pour des précisions sur l'infraction de circulation dans le milieu naturel, voir Landelle, P. http://www.oncfs.gouv.fr/Fiches-juridiques-chasse-ru377/La-circulation-des-vehicules-a-moteur-dans-les-amp-nbsp-ar1732, consulté 15 avr. 2018.
44. Yolka, P. 2010. « Tout-terrain » en montagne : l'insoutenable légèreté d'une proposition de loi. *Jurisclasseur périodique*, éd. Administrations et collectivités territoriales, Actu. 1.







Bulletin technique et juridique de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage

Bulletin d'abonnement et règlement à adresser à :
ONCFS - Agence comptable – Abonnement *Faune sauvage* - règlement
BP 20 – 78612 LE PERRAY EN YVELINES

		France métropolitaine et Monaco		Pays de l'Union Européenne		Martinique, Guadeloupe et Réunion		Guyane, Mayotte	Autre [1]
	HT	TVA 5,5 %	TTC	TVA 5,5 %	TTC	TVA 2,1 %	TTC		
Abonnement annuel (4 numéros - parution trimestrielle)									
Particuliers	18,96 €	1,04 €	20,00 €	1,04 €	20,00 €	0,40 €	19,36 €	18,96 €	22,00 €
Étudiants *(sur justificatif)*	14,22 €	0,78 €	15,00 €	0,78 €	15,00 €	0,30 €	14,52 €	14,22 €	15,00 €
Adhérents à une association de jeunes chasseurs *(sur justificatif)*	14,22 €	0,78 €	15,00 €	0,78 €	15,00 €	0,30 €	14,52 €	14,22 €	-
Organismes divers et entreprises	18,96 €	1,04 €	20,00 €	-	-	0,40 €	19,36 €	18,96 €	22,00 €
Organismes divers et entreprises des pays de l'Union Européenne :									
avec n° de TVA intracommunautaire	18,96 €	-	-	Exonération = 18,96 €		-	-	-	
sans n° de TVA intracommunautaire	18,96 €	-	-	1,04 €	20,00 €	-	-	-	-
Abonnement de 2 ans (8 numéros - parution trimestrielle)									
Particuliers	36,02 €	1,98 €	38,00 €	1,98 €	38,00 €	0,76 €	36,78 €	36,02 €	40,00 €
Étudiants *(sur justificatif)*	26,54 €	1,46 €	28,00 €	1,46 €	28,00 €	0,56 €	27,10 €	26,54 €	28,00 €
Adhérents à une association de jeunes chasseurs *(sur justificatif)*	26,54 €	1,46 €	28,00 €	1,46 €	28,00 €	0,56 €	27,10 €	26,54 €	-
Organismes divers et entreprises	36,02 €	1,98 €	38,00 €	-	-	0,76 €	36,78 €	36,02 €	40,00 €
Organismes divers et entreprises des pays de l'Union Européenne :									
avec n° de TVA intracommunautaire	36,02 €	-	-	Exonération = 36,02 €		-	-	-	
sans n° de TVA intracommunautaire	36,02 €	-	-	1,98 €	38,00 €	-	-	-	-

[1] Pays hors Union Européenne, Andorre et Collectivités d'outre-mer (St-Pierre-et-Miquelon, St-Barthélémy, St-Martin, Nouvelle-Calédonie, Wallis-et-Futuna et la Polynésie française).

Raison sociale ....

....

Nom .... **Prénom** ....

Votre n° TVA intracommunautaire ....

Adresse complète ....

....

....

Téléphone .... **E-mail** ....

Souscrit .... **abonnement**(s) à la revue *Faune sauvage* pour : **1 an** (4 numéros) ❑
2 ans (8 numéros) ❑

au **prix total de** .... €

Paiement par : chèque ❑ virement ❑
Désire recevoir une facture oui ❑ non ❑

Date :

Signature

Pièce à joindre : **chèque** à l'ordre de l'Agent comptable de l'ONCFS
ou **règlement par virement bancaire**, à l'Agent Comptable de l'ONCFS :
Domiciliation : TP Versailles
Code banque : 10071 – Code guichet : 78000 – N° de compte : 00001004278 – Clé RIB : 58
IBAN : FR76 1007 1780 0000 0010 0427 858 – BIC : TRPUFRP1

N° identification TVA : FR67180073017 – N° SIRET : 18007301700014 – Code APE : 8413Z







Le magazine Faune sauvage

apporte à ses lecteurs le fruit de l'expérience et de la recherche de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage en matière de faune sauvage, de gestion des espèces et d'aménagement des milieux.

Contacts www.oncfs.gouv.fr

Directions

Direction générale
85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 47 63 79 13
direction.generale@oncfs.gouv.fr

Division du permis de chasse
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 54 72
permis.chasser@oncfs.gouv.fr

Direction des ressources humaines
85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 47 63 79 13
drh@oncfs.gouv.fr

Division de la formation
Centre de formation du Bouchet
45370 Dry
Tél. : 02 38 45 70 82 – Fax : 02 38 45 93 92
drh.formation@oncfs.gouv.fr

Direction de la police
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 83
police@oncfs.gouv.fr

Direction de la recherche et de l'expertise
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 67
dre@oncfs.gouv.fr

Direction des affaires financières
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 60
daf@oncfs.gouv.fr

Direction des systèmes d'information
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 60
dsi.info@oncfs.gouv.fr

Missions auprès du directeur général

Cabinet
85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 47 63 79 13
cabinet@oncfs.gouv.fr

Communication
85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 44 15 17 04
comm.secretariat@oncfs.gouv.fr

Guichet juridique – Direction de la police
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 83
police.@oncfs.gouv.fr

Actions internationales et Outre-mer
85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 47 63 79 13
mai@oncfs.gouv.fr

Inspection générale des services
85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17
igs.charge-mission@oncfs.gouv.fr

Contrôle de gestion
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 21 – Fax : 01 30 46 60 60
sandrine.letellier@oncfs.gouv.fr

Agence comptable
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 41 80 72
agence.comptable@oncfs.gouv.fr

Délégations régionales et interrégionales

Grand-Est
41-43, route de Jouy
57160 Moulins-lès-Metz
Tél. : 03 87 52 14 56 – Fax : 03 87 55 97 24
dr.nord-est@oncfs.gouv.fr

Nouvelle Aquitaine
66, Zone Industrielle
40110 Morcenx

Auvergne-Rhône-Alpes
12, rue Gutenberg
63100 Clermont-Ferrand
Tél. : 04 73 16 25 90 – Fax : 04 73 16 25 99
dr.auvergne-rhone-alpes@oncfs.gouv.fr

Bourgogne-Franche-Comté
57, rue de Mulhouse
21000 Dijon
Tél. : 03 80 29 42 50
dr.bourgogne-franchecomte@oncfs.gouv.fr

Bretagne – Pays de la Loire
Parc d'affaires La Rivière – Bât. B
8, boulevard Albert Einstein – CS 42355
44323 Nantes Cedex 3
Tél. : 02 51 25 07 82 – Fax : 02 40 48 14 01
dr.bretagne-paysdeloire@oncfs.gouv.fr

Centre – Val de Loire – Île-de-France
Cité de l'Agriculture
13, avenue des Droits de l'Homme
45921 Orleans Cedex
Tél. : 02 38 71 95 56 – Fax : 02 38 71 95 70
dr.centre.iledefrance@oncfs.gouv.fr

Occitanie
18, rue Jean Perrin
Actisud Bâtiment 12
31100 Toulouse
Tél. : 05 62 20 75 55 – Fax : 05 62 20 75 56
dr.occitanie@oncfs.gouv.fr

Hauts-de-France – Normandie
Rue du Presbytère
14260 Saint-Georges-d'Aunay
Tél. : 02 31 77 71 11 – Fax : 02 31 77 71 72
dr.nord-ouest@oncfs.gouv.fr

Provence-Alpes-Côte d'Azur – Corse
6, avenue du Docteur Pramayon
13690 Graveson
Tél. : 04 32 60 60 10 – Fax : 04 90 92 29 78
dir.paca-corse@oncfs.gouv.fr

Outre-mer
44, rue Pasteur – BP 10808
97338 Cayenne Cedex
Tél. : 05 94 27 22 60 – Fax : 05 94 22 80 64
dr.outremer@oncfs.gouv.fr

Unités de recherche et d'expertise rattachées à la Direction de la recherche et de l'expertise (DRE)

Unité Avifaune migratrice
Station biologique de la Tour du Valat
Le Sambuc
13200 Arles
Tél. : 04 90 97 27 90 – Fax : 04 90 97 27 88
uniteam@oncfs.gouv,fr

Unité Ongulés sauvage
1, place Exelmans
55000 Bar-le-Duc
Tél. : 03 29 79 97 82 – Fax : 03 29 79 97 86
unitecs@oncfs.gouv.fr

Unité Petite Faune sédentaire
Les Portes du Soleil
147, route de Lodève
34990 Juvignac
Tél. : 04 67 10 78 04 – Fax : 04 67 10 78 03
unitefm@oncfs.gouv.fr

Unité Prédateurs-Animaux déprédateurs
5, allée de Bethléem – ZI Mayencin
38610 Gières
Tél. : 04 76 59 13 29
unitepad@oncfs.gouv.fr

Unité sanitaire de la faune
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 67
usf@oncfs.gouv.fr

Centre de documentation
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 25 – Fax : 01 30 46 60 67
doc@oncfs.gouv.fr

BMI Cites Capture

34, avenue Maunory – Porte A
41000 Blois
Tél. : 02 54 87 05 82 – Fax : 02 54 87 05 90
dp.bmi-cw@oncfs.gouv.fr

Principales stations d'études

Ain
Montfort
01330 Birieux
Tél. : 04 74 98 19 23 – Fax : 04 74 98 14 11
dombes@oncfs.gouv.fr

Hautes-Alpes
Micropolis – La Bérardie
Belle Aureille
05000 Gap
Tél. : 04 92 51 34 44 – Fax : 04 92 51 49 72
gap@oncfs.gouv.fr

Haute-Garonne
Impasse de la Chapelle
31800 Villeneuve-de-Rivière
Tél. : 05 62 00 81 08

Isère
5, allée de Bethléem – ZI Mayencin
38610 Gières
Tél. : 04 76 59 13 29
unitepad@oncfs.gouv.fr

Loire-Atlantique
Parc d'affaires la Rivière – Bât. B
8, boulevard Albert Einstein – CS 42355
44323 Nantes Cedex 3
Tél. : 02 51 25 03 90 – Fax : 02 40 48 14 01
uniteam@oncfs.gouv.fr

Meuse
1, place Exelmans
55000 Bar-le-Duc
Tél. : 03 29 79 97 82 – Fax : 03 29 79 97 86
unitecs@oncfs.gouv.fr

Bas Rhin
Au bord du Rhin
67150 Gerstheim
Tél. : 03 88 98 49 49 – Fax : 03 88 98 43 73
gerstheim@oncfs.gouv.fr

Haute-Savoie
90, impasse « Les Daudes »
74320 Sevrier
Tél. : 04 50 52 65 67 – Fax : 04 50 52 48 11
sevrier@oncfs.gouv.fr

Yvelines
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 67
dre@oncfs.gouv.fr

Deux Sèvres
Station de Chizé – Carrefour de la Canauderie
79360 Beauvoir-sur-Niort
Tél. : 05 49 09 74 12 – Fax : 05 49 09 68 80
chize@oncfs.gouv.fr

Vendée
Chanteloup
85340 Île-d'Olonne
Tél. : 02 51 95 86 86 – Fax : 02 51 95 86 87
chanteloup@oncfs.gouv.fr



Dans votre prochain numéro

N° 320

La situation des ongulés de montagne en France



Et aussi :

- Enquêtes sur les tableaux de chasse basées sur l'échantillonnage aléatoire des chasseurs : comment ça marche ?
- Le lièvre variable : comment suivre une espèce aussi discrète ?
- La vulnérabilité des troupeaux à la prédation du loup : un exemple d'accompagnement du pastoralisme dans le Queyras.

Et d'autres sujets encore...



Les publications de l'ONCFS

Pour commander

- www.oncfs.gouv.fr/Documentation-ru1
- Service documentation – Tél. : 01 30 46 60 25

Le magazine *Faune sauvage*

Un outil pratique apportant à ses lecteurs le fruit de l'expérience et de la recherche de l'Office en matière de faune sauvage, de gestion des espèces et d'aménagement des milieux.



Des dépliants

sur les espèces, la gestion pratique des habitats…





Des brochures

sur les espèces, les habitats et les informations cynégétiques.





La revue scientifique en ligne *Wildlife Biology*

L'ONCFS participe à l'édition de *Wildlife Biology*, une revue gratuite en ligne (*open-access*) qui traite de la gestion et de la conservation de la faune sauvage et de ses habitats, avec une attention particulière envers les espèces gibiers.





ONCFS – Mission communication
85 bis avenue de Wagram – 75017 Paris